Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada
Science | Sciences

CSAS | **SCCS**

Canadian Science Advisory Secretariat | **Secrétariat canadien de consultation scientifique**

Research Document 2011/020 | **Document de recherche 2011/020**

Central and Arctic and Quebec regions | **Régions du Centre et de l'Arctique et du Québec**

Recovery Potential Modelling of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada

Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) au Canada

Mary Finch[1], Luis A. Vélez- Espino[2], Susan E. Doka[3], Michael Power[1] and Marten A. Koops[3]

[1]Department of Biology, University of Waterloo, Waterloo, ON
[2]Pacific Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC
[3]Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic Sciences, Fisheries and Oceans Canada, Burlington, ON

[1]Département de biologie, Université de Waterloo, Waterloo, ON
[2]La station biologique du Pacifique, Pêches et Océans Canada, Nanaimo, BC
[3]Laboratoire des Grands Lacs pour les Pêches et les Sciences Aquatiques, Pêches et Océans Canada, Burlington, ON

This series documents the scientific basis for the evaluation of aquatic resources and ecosystems in Canada. As such, it addresses the issues of the day in the time frames required and the documents it contains are not intended as definitive statements on the subjects addressed but rather as progress reports on ongoing investigations.

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Research documents are produced in the official language in which they are provided to the Secretariat.

Les documents de recherche sont publiés dans la langue officielle utilisée dans le manuscrit envoyé au Secrétariat.

This document is available on the Internet at:

Ce document est disponible sur l'Internet à:

www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs

ISSN 1499-3848 (Printed / Imprimé)
ISSN 1919-5044 (Online / En ligne)
© Her Majesty the Queen in Right of Canada, 2011
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2011

Canada

TABLE OF CONTENTS / TABLE DES MATIÈRES

ABSTRACT v
RÉSUMÉ vi
INTRODUCTION 1
METHODS 2
LIFE HISTORY 2
LIFE CYCLE MODELS 3
ALLOWABLE HARM 4
RECOVERY TARGETS 7
RECOVERY STRATEGIES AND RECOVERY TIMES 9
MINIMUM AREA FOR POPULATION VIABILITY 10
RESULTS 11
ALLOWABLE HARM 11
RECOVERY TARGETS, RECOVERY EFFORTS, AND RECOVERY TIMES 11
DISCUSSION 13
REFERENCES 18
TABLES AND FIGURES 22

Correct citation for this publication:

Finch, M., Vélez-Espino, L.A., Doka, S.E., Power, M. and Koops, M.A. 2011. Recovery potential modelling of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/020. vi + 34 p.

ABSTRACT

In 2002, the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) assessed Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) as Threatened in Canada. In this study, we assess allowable harm, determine a population-based recovery target, conduct long-term projections of population recovery, and quantify habitat requirements in support of a recovery potential assessment (RPA). Our analyses showed that Eastern Sand Darter are sensitive to perturbations affecting 0+ survival and the fertility of 1+ spawners. Harm to these life stages should be minimized to avoid jeopardizing the survival and recovery of Canadian populations. Based on a demographic sustainability objective (i.e., the population is self-sustaining over the long term), we suggest abundance recovery targets of at least 4 244 to 52 500 adult fish with this range being a function of the risk of catastrophe events (5 to 15% per generation). These population abundances would require a minimum of 1.17 to 165.28 ha of suitable habitat. Given the high sensitivity of Eastern Sand Darter to catastrophic events and that small, short-lived species usually exhibit colonization-extinction dynamics, these abundance and area targets would represent all demes demographically linked and all fragments of suitable habitat, respectively. After anthropogenic threats are removed but without any additional recovery effort, it is estimated that Eastern Sand Darter populations could reach the recovery target within 34 to 67 years (22 to 44 generations). Implementing recovery strategies, such as habitat rehabilitation/enhancement, that allow for a 20% increase in juvenile survival could reduce recovery timeframes to less than 20 years (13 generations).

La présente publication doit être citée comme suit :

Finch, M., Vélez-Espino, L.A., Doka, S.E., Power, M. et Koops, M.A. 2011. Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2011/020. vi + 34 p.

RÉSUMÉ

En 2002, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) en tant qu'espèce menacée au Canada. Dans le cadre de la présente étude, nous allons évaluer les dommages admissibles, déterminer une cible de rétablissement fondée sur les populations, effectuer des prévisions à long terme du rétablissement de la population ainsi que quantifier les exigences en matière d'habitat à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR). Nos analyses indiquaient que le dard de sable est vulnérable aux perturbations qui ont un impact sur la survie des individus d'âge 0+ et sur la fécondité des reproducteurs d'âge 1+. Les dommages causés aux individus de ce stade de développement doivent être réduits au minimum si l'on veut éviter de compromettre la survie et le rétablissement des populations canadiennes. D'après un objectif de durabilité démographique (c.-à-d. l'obtention d'une population autonome à long terme), nous proposons des cibles d'abondance d'au moins 4 244 à 52 500 adultes, cette fourchette étant fonction du risque que se produisent des événements catastrophiques (de 5 à 15 % par génération). Ces niveaux d'abondance nécessiteraient un minimum de 1,17 à 165,28 ha d'habitat approprié. En raison de la grande vulnérabilité du dard de sable aux événements catastrophiques et du fait que les espèces de petite taille et de courte longévité affichent généralement une dynamique de colonisation-extinction, ces cibles relatives à l'abondance et à l'habitat seraient représentatives de tous les dèmes liés sur le plan démographique et de tous les fragments de l'habitat approprié respectivement. Après l'élimination des menaces d'origine anthropique, mais en l'absence d'efforts de rétablissement additionnels, on estime que les populations de dards de sable pourraient atteindre la cible de rétablissement dans 34 à 67 ans (entre 22 et 44 générations). La mise en œuvre de stratégies de rétablissement comme la remise en valeur et l'aménagement de l'habitat, qui entraînerait une augmentation de 20 % de la survie des juvéniles, pourrait réduire les délais de rétablissement à moins de 20 ans (13 générations).

INTRODUCTION

Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) is a small percid that prefers habitats with sandy substrates in rivers and lakes due to its fossorial (burying) behaviour (Scott and Crossman 1973; Trautman 1981; Daniels 1993). Populations of Eastern Sand Darter are declining in Canada throughout their range due to habitat destruction, primarily via the siltation of sandy bottoms from bank erosion and altered stream channels (Scott and Crossman 1973; Daniels 1993; Holm and Mandrak 1994; Holm and Mandrak 1996; Dextrase et al. 2003). Point and non-point contamination, invasive species (e.g., Round Goby *Neogobius melanostomus*), lack of genetic variation, baitfish harvest-related mortality and the pet trade are also thought to have contributed significantly to population declines (Holm and Mandrak 1996; Cudmore et al. 2004; Edwards et al. 2007). Based on historical population surveys, it is estimated that the species has declined or become extirpated from 12 out of its historic 21 Canadian locations (Edwards et al. 2007). Currently, the Eastern Sand Darter is listed as Threatened in Canada under COSEWIC and Canada's *Species at Risk Act* (SARA). Approximately 10 to 16% of the Eastern Sand Darter global range is found in Canada (Edwards et al. 2007); the remaining being found in eastern United States.

Recovery Potential Assessments (RPA) were developed by Fisheries and Oceans Canada (DFO) to provide the necessary information and scientific advice required for the protection and recovery of species at risk under SARA (DFO 2007). The RPA process is composed of three main parts: an assessment of species status, the scope for recovery, and scenarios for mitigation and alternative to activities (DFO 2007). Identification of mitigation strategies and the scope for recovery requires an allowable

INTRODUCTION

Le dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) est un petit percidé qui préfère les habitats de cours d'eau et de lacs présentant un substrat sablonneux en raison de son comportement fouisseur (Scott et Crossman, 1973; Trautmen, 1981; Daniels, 1993). Les populations de dards de sable sont en déclin dans l'ensemble de leur aire de répartition au Canada à cause de la destruction de leur habitat, laquelle est principalement imputable à l'envasement des fonds sablonneux provoqué par l'érosion des berges et la modification des chenaux des cours d'eau (Scott et Crossman, 1973; Daniels, 1993; Holm et Mandrak, 1994; Holm and Mandrak, 1996; Dextrase *et al.*, 2003). On estime également que les sources ponctuelles et diffuses de contamination, les espèces envahissantes (p. ex. gobie à taches noires, *Neogobius melanostomus*), le manque de variations génétiques, la mortalité liée à la récolte de poissons-appâts ainsi que le commerce d'animaux de compagnie ont contribué de façon considérable aux déclins de la population (Holm and Mandrak, 1996; Cudmore *et al.*, 2004; Edwards *et al.*, 2007). D'après les relevés de la population historique, on estime que l'espèce a décliné ou est disparue dans 12 des 21 endroits au Canada où elle était présente par le passé (Edwards *et al.*, 2007). Actuellement, le dard de sable est désigné par le COSEPAC comme étant une espèce menacée au Canada, et sa situation est menacée selon la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada. Entre 10 et 16 % environ de l'aire de répartition totale du dard de sable se trouve au Canada (Edwards *et al.*, 2007); le reste de son aire de répartition se trouve dans l'est des États-Unis.

Le ministère des Pêches et des Océans du Canada (MPO) a élaboré des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) afin de fournir l'information et les avis scientifiques nécessaires à la protection et au rétablissement d'espèces en péril en vertu de la LEP (MPO, 2007). Le processus des EPR est constitué de trois principaux volets : une évaluation de la situation de l'espèce, la portée du rétablissement ainsi que les scénarios pour l'atténuation et la proposition de solutions de rechange aux activités (MPO, 2007). La

harm assessment, identification of recovery targets, projection of timeframes for recovery, and specification of the uncertainty about outcomes. Using the methodology introduced by Vélez-Espino and Koops (2007a, 2007b, 2008, 2009a), we address the allowable harm and mitigation aspects in Canadian Eastern Sand Darter populations. Specifically, we use demographic population modelling to provide advice on population-based recovery targets and long-term projections of population recovery under potential management scenarios.

désignation des stratégies d'atténuation et la portée du rétablissement exigent une évaluation des dommages admissibles, la détermination des cibles de rétablissement, la prévision des délais de rétablissement ainsi que la description des incertitudes relatives aux résultats. À l'aide de la méthodologie introduite par Vélez-Espino and Koops (2007a, 2007b, 2008, 2009a), nous examinons les questions relatives aux dommages admissibles et aux mesures d'atténuation applicables aux populations canadiennes de dard de sable. Plus précisément, nous utilisons la modélisation de la population afin de formuler un avis sur les cibles de rétablissement fondées sur les populations et les prévisions à long terme du rétablissement de la population selon des scénarios de gestion potentiels.

METHODS

Our analysis entailed four parts. Briefly, we obtained life history data from the relevant literature to determine patterns of growth, reproduction, survival, and fertility. We then used this life history information to develop age-structured projection matrices that represented the Eastern Sand Darter life cycle. Third, we used these matrices to conduct a stochastic perturbation analysis to determine allowable harm. This analysis was conducted according to the precautionary approach, and followed Vélez-Espino and Koops (2007a, 2007b, 2009a, 2009b). Finally, we estimated the effect of potential recovery efforts on the time to recovery of a typical population.

MÉTHODES

Notre analyse comporte quatre volets. En quelques mots, nous avons obtenu des données sur le cycle biologique à partir de la littérature pertinente afin de déterminer les modèles de croissance, de reproduction, de survie et de fécondité. Nous avons ensuite utilisé cette information sur le cycle biologique pour élaborer des matrices de projection en fonction de l'âge qui représentaient le cycle biologique du dard de sable. Par la suite, nous avons utilisé ces matrices pour effectuer une analyse des perturbations stochastiques afin de déterminer les dommages admissibles. Cette analyse a été menée conformément à l'approche de précaution ainsi que selon la méthodologie de Vélez-Espino and Koops (2007a, 2007b, 2009a, 2009b). Finalement, nous avons estimé l'effet d'efforts de rétablissement potentiels sur le délai de rétablissement d'une population type.

LIFE HISTORY

Most of the life history information known about Canadian populations of Eastern Sand Darter comes from field studies that took place in the lower Thames River, Ontario during 2004 - 2008 (Drake et al. 2008; Finch

CYCLE BIOLOGIQUE

La majorité de l'information connue sur le cycle biologique des populations canadiennes de dards de sable provient des études menées sur le terrain dans le cours inférieur de la rivière Thames, en Ontario, entre 2004 et 2008

2009). These studies were supplemented with known life history values from other populations (Table 1). Canadian life history information was used for the model whenever possible. However, to fill data gaps, information was obtained from Ohio populations. In the instance of sex ratio, a value of 1:1 (as observed in Ohio populations) was used in this modelling. Eastern Sand Darter experience fast growth in their first year and obtain most of their adult length by age 1+, therefore clutch sizes are thought to be similar for all age-classes (Drake et al. 2008; Finch 2009).

(Drake *et al.*, 2008; Finch, 2009). Ces études ont été complétées par des valeurs connues concernant le cycle biologique d'autres populations (tableau 1). On a utilisé l'information sur le cycle biologique de l'espèce au Canada pour construire le modèle, lorsque c'était possible. Toutefois, afin de combler les lacunes dans les données, on a obtenu de l'information sur les populations de l'Ohio. En ce qui concerne la proportion des sexes, on a utilisé une valeur de 1:1 (observée dans les populations de l'Ohio) dans cette modélisation. Le dard de sable croît rapidement durant sa première année de vie et a presque atteint sa taille adulte avant l'âge 1+; par conséquent, on estime que la taille des pontes est similaire chez toutes les classes d'âge (Drake *et al.*, 2008; Finch, 2009).

Given that Eastern Sand Darter life history traits are thought to vary with localized environmental conditions rather than longitudinal gradient (Finch 2009), uncertainty regarding age-at-maturity, number of clutches and longevity were incorporated into the modelling.

Puisque les caractéristiques du cycle biologique du dard de sable semblent varier selon les conditions environnementales locales plutôt que selon un gradient longitudinal (Finch, 2009), on a incorporé, dans la modélisation, l'incertitude relative à l'âge à la maturité, au nombre de pontes et à la longévité.

LIFE CYCLE MODELS

Leslie matrix post-breeding models were used to represent the Eastern Sand Darter life cycle (Figure 1). Leslie matrix models use age-class specific information on fecundity and survival to determine asymptotic abundances and age-class structure (Leslie 1945; Caswell 2001). Twelve population matrices were constructed from combinations of life history traits: age-at-maturity (1+ vs 2+), number of clutches (1-3) and longevity (2+ vs 3+) values. We used an average annual survival probability (S_i) for age classes 1+ and older that were based on catch curve analyses as calculated in Finch (2009).

MODÈLES DE CYCLE BIOLOGIQUE

On a utilisé des modèles matriciels post-reproduction de type Leslie pour représenter le cycle biologique du dard de sable (figure 1). Les modèles matriciels de type Leslie utilisent l'information sur la fécondité et la survie propres aux classes d'âge afin de déterminer les abondances asymptotiques et la structure des classes d'âge (Leslie, 1945; Caswell, 2001). On a élaboré une matrice pour chacune des douze populations à partir de combinaisons de caractéristiques du cycle biologique : les valeurs relatives à l'âge à la maturité (1+ *vs* 2+), au nombre de pontes (de 1 à 3) et à la longévité (2+ *vs* 3+). Nous avons utilisé la probabilité moyenne de survie annuelle (S_i) pour la classe d'âge 1+ et les autres classes plus âgées qui était fondée sur les analyses de la courbe des prises, calculée selon la formule de Finch (2009).

Survival estimates for 0+ individuals (S_1) were calculated by assuming population was at equilibrium ($\lambda = 1$; where λ is the asymptotic population growth; Caswell 2001).

Fecundity coefficients (F_i) depends on adult survival through the previous year (S_i) as well as the age- specific fertility (f_i) such that:

$$1)\ F_i = f_i S_i$$

Fertility values for each age-class (i) were calculated as:

$$2)\ f_i = m_i c_i \varphi_i$$

where m_i is the number of eggs per clutch; c_i is the annual number of clutches and φ_i is the number of female offspring per female assuming that the sex ratio for the parents is the same as that for the offspring. Best estimates and the range of all matrix elements are provided in Table 2.

ALLOWABLE HARM

Allowable harm was assessed within the demographic framework set by Vélez-Espino and Koops (2007a, 2008, 2009a, 2009b). Estimates of annual population growth rate (λ) are represented by the largest eigenvalue of the projection matrix. Setting equilibrium as the minimum acceptable population growth rate (i.e., $\lambda = 1$), allowable harm (τ_v) and maximum allowable harm ($\tau_{v,\,max}$) are analytically estimated as

$$3)\ \tau_v \le (1/\varepsilon_v)\left[(1-\Lambda)/\Lambda\right], \text{ and}$$
$$\tau_{v,\max} = (1/\varepsilon_v)\left[(1-\Lambda)/\Lambda\right]$$

where ε_v is the elasticity of vital rate v, a measure of sensitivity of population growth rate, and Λ represents the geometric mean

On a calculé les estimations sur la survie des individus d'âge 0+ (S_1) en supposant que la population était au point d'équilibre ($\lambda = 1$, où λ correspond à la croissance asymptotique de la population; Caswell, 2001).

Les coefficients de la fécondité (F_i) sont fonction de la survie des adultes au cours de l'année précédente (S_i) ainsi que de la fécondité selon l'âge (f_i) de sorte que :

$$1)\ F_i = f_i S_i.$$

Les valeurs de la fécondité pour chaque classe d'âge (i) ont été calculées comme suit :

$$2)\ f_i = m_i c_i \varphi_i$$

où m_i correspond au nombre d'œufs par ponte, où c_i correspond au nombre annuel de pontes et où φ_i correspond au nombre de rejetons femelles par femelle si l'on suppose que la proportion des sexes chez les parents est la même que chez les petits. Les meilleures estimations et la fourchette de tous les éléments matriciels sont indiquées dans le tableau 2.

DOMMAGES ADMISSIBLES

On a évalué les dommages admissibles dans le cadre démographique établi par Vélez-Espino and Koops (2007a, 2008, 2009a, 2009b). Les estimations du taux de croissance annuel de la population (λ) sont représentées par la valeur propre la plus élevée de la matrice de projection. Le point d'équilibre étant établi comme correspondant au taux minimal acceptable de croissance de la population (c.-à-d. que $\lambda = 1$), on estime, de manière analytique, les dommages admissibles (τ_v) et les dommages admissibles maximaux ($\tau_{v,\,max}$) de la façon suivante :

$$3)\ \tau_v \le (1/\varepsilon_v)\left[(1-\Lambda)/\Lambda\right] \text{ et}$$
$$\tau_{v,\max} = (1/\varepsilon_v)\left[(1-\Lambda)/\Lambda\right]$$

où ε_v correspond à l'élasticité de l'indice vital v, une mesure de la sensibilité du taux de croissance de la population, et où Λ

population growth rate before harm. For projection matrices the influence of vital rates on the population growth rate is indicated by the partial derivatives of λ with respect to m_{kl}, the individual elements in the matrix. Elasticities (ε_{kl}) scale these derivatives to adjust for the different magnitudes in the vital rates (i.e, difference between fecundity and survival probabilities) and are calculated as:

$$4)\ \varepsilon_{kl} = \partial \log \lambda / \partial \log m_{kl}$$

Elasticities are additive and sum to unity. Multiplying elasticities by λ produces a set of contributions which sum to λ, giving the sensitivity of population growth to perturbation on the vital rates (de Kroon et al. 1986). Equation 4 estimates elasticities of the matrix elements, where fertility probabilities are a composite metric of vital rates survival and fecundity. Thus, the chain rule for differentiation is used to compute the vital rate elasticities:

$$5)\ \varepsilon_v = \frac{v}{\lambda}\frac{\partial \lambda}{\partial v} = \frac{v}{\lambda}\sum \frac{\partial \lambda}{\partial m_{kl}}\frac{\partial m_{kl}}{\partial v}$$

where *v* is a lower-level variable (e.g., vital rates).

The term Λ was calculated as the geometric mean of *(i)* the population growth rate determined by COSEWIC's criterion "A" for the status assessment of species based on observed or inferred rates of population decline ($\lambda_{designation}$), *(ii)* the maximum population growth at low densities (λ_{max}), and *(iii)* equilibrium ($\lambda_{equilibrium}$). Under COSEWIC criterion "A", a species is listed as Threatened if there is evidence of a 50% decline over the last 10 years or three generations (3ς) (i.e., $\lambda = 0.5^{1/10}$ or $\lambda = 0.5^{1/3\varsigma}$), whichever is longer. Using life table

correspond au taux de croissance moyen géométrique de la population avant les dommages. En ce qui concerne les matrices de projection, l'incidence des indices vitaux sur le taux de croissance de la population est indiquée par les dérivées partielles de λ relativement à m_{kl}, les éléments individuels de la matrice. On utilise les élasticités (ε_{kl}) pour mettre ces dérivées à l'échelle afin de tenir compte des différentes magnitudes dans les indices vitaux (c.-à-d. la différence entre les probabilités relatives à la fécondité et à la survie). Ces élasticités sont calculées comme suit :

$$4)\ \varepsilon_{kl} = \partial \log \lambda / \partial \log m_{kl}.$$

Les élasticités sont cumulatives et s'additionnent. La multiplication des élasticités par λ produit un ensemble de contributions dont la somme correspond à λ et représente la sensibilité de la croissance de la population aux perturbations des indices vitaux (de Kroon *et al.*, 1986). L'équation 4 fournit une estimation des élasticités des éléments matriciels, où les probabilités de la fécondité sont un paramètre composite des indices vitaux de la survie et de la fécondité. En conséquence, la règle d'enchaînement pour la différentiation est utilisée pour le calcul des élasticités des indices vitaux :

$$5)\ \varepsilon_v = \frac{v}{\lambda}\frac{\partial \lambda}{\partial v} = \frac{v}{\lambda}\sum \frac{\partial \lambda}{\partial m_{kl}}\frac{\partial m_{kl}}{\partial v}$$

où *v* est une variable de valeur plus faible (p. ex. indices vitaux).

Le terme Λ a été calculé en tant que moyenne géométrique : i) du taux de croissance de la population déterminé par le critère « A » du COSEPAC pour l'évaluation de la situation des espèces d'après les taux de déclin de la population observés ou inférés ($\lambda_{désignation}$); ii) de la croissance maximale de la population à de faibles densités (λ_{max}); iii) du point d'équilibre ($\lambda_{équilibre}$). Selon le critère « A » du COSEPAC, une espèce est inscrite en tant qu'espèce menacée à la liste des espèces en péril lorsqu'on dispose de preuves qu'un déclin de 50 % s'est produit au cours des dix

analysis for Eastern Sand Darter, a generation time of 1.5 years was estimated, generating a $\lambda_{designation}$ value of 0.86. Maximum growth rate (λ_{max}) was calculated as $e^{r_{max}}$ using the allometric production equation for riverine fishes (Randall et al. 1995):

$$6)\ r_{max} = 2.64W^{-0.35}$$

where W is average mass-at-maturity (g). Using an average mass-at-maturity of 0.79 g (Finch 2009), λ_{max} was calculated as 2.17. Finally, the population growth rate at equilibrium ($\lambda = 1$) is an important dynamic attractor (Turchin 1995). Based on these λ values, Λ for Eastern Sand Darter was calculated as 1.23.

Variation in vital rates and its effect on population responses to demographic perturbations were assessed using a stochastic approach with the aid of the computer software MATLAB version 7 (The Mathworks Inc, Natick, Massachusetts). For this purpose, a parametric bootstrap with 1000 random matrices was conducted using Eastern Sand Darter vital rate values drawn from various distributions (Vélez-Espino and Koops 2007b; 2008b; Table 3). For each matrix, the following values were calculated: i) mean λ; ii) the ε_v for S_i and f_i; and, iii) mean stochastic elasticities and their 95% confidence intervals (CI).

Finally, maximum allowable harm was then calculated for the mean, lower 95% CI, and upper 95% CI for each vital rate (Vélez-Espino and Koops 2007a, 2008, 2009a, 2009b) using Λ equal to 1.23.

As human impacts can affect more than one vital rate at a time, viability of the population will be a function of the magnitude of perturbations and the elasticities of those

dernières années ou sur trois générations (3ς) (c.-à-d. que $\lambda = 0{,}5^{1/10}$ ou que $\lambda = 0{,}5^{1/3\varsigma}$), selon la plus longue de ces deux périodes. À l'aide d'une analyse de la table de survie du dard de sable, on a estimé la durée d'une génération à 1,5 an, ce qui génère une valeur de $\lambda_{désignation}$ de 0,86. On a calculé le taux de croissance maximal (λ_{max}) comme $e^{r_{max}}$ au moyen de l'équation permettant d'établir la production allométrique des poissons riverains (Randall *et al.*, 1995) :

$$6)\ r_{max} = 2{,}64W^{-0{,}35}$$

où W est la masse moyenne à la maturité (g). À l'aide d'une masse moyenne à la maturité de 0,79 g (Finch, 2009), on a calculé que λ_{max} s'établissait à 2,17. Finalement, le taux de croissance de la population au point d'équilibre ($\lambda = 1$) est un important attracteur dynamique (Turchin, 1995). D'après ces valeurs de λ, on a calculé que Λ s'établissait à 1,23 pour le dard de sable.

La variation dans les indices vitaux et ses effets sur les réponses de la population aux perturbations d'ordre démographique ont été évaluées à l'aide d'une approche stochastique et du logiciel MATLAB, version 7 (The Mathworks Inc, Natick, au Massachussetts). À cette fin, on a effectué un « bootstrap » paramétrique avec 1000 matrices aléatoires à l'aide des valeurs des indices vitaux du dard de sable tirées de diverses distributions (Vélez-Espino and Koops, 2007b, 2008b; tableau 3). Pour chaque matrice, on a calculé les valeurs suivantes : i) λ moyen; ii) ε_v pour S_i et f_i; iii) élasticités stochastiques moyennes et leurs intervalles de confiance (IC) de 95 %.

Finalement, on a calculé les dommages admissibles maximaux pour la moyenne, pour la limite inférieure de l'IC de 95 % ainsi que pour la limite supérieure de l'IC de 95 % pour chaque indice vital (Vélez-Espino and Koops, 2007a, 2008, 2009a, 2009b) en utilisant une valeur de Λ égale à 1,23.

Puisque les impacts d'origine anthropique peuvent avoir une incidence sur plus d'un indice vital à la fois, la durabilité de la population sera fonction de l'ampleur des

vital rates simultaneously affected. Population growth rate that results from harm to multiple vital rates can be computed as (Vélez-Espino and Koops 2009b):

$$7)\ \lambda \approx \Lambda * \left(1 - \sum_{v=1}^{n} \varepsilon_v * \psi_v\right)$$

where n is the number of vital rates that are simultaneously harmed, ε_v is the elasticity of vital rate v, and ψ_v is the proportional reduction in vital rate v.

RECOVERY TARGETS

Consistent with SARA section 73(3), demographic sustainability was used as a criterion to set recovery targets for Eastern Sand Darter. Demographic sustainability can be explained as a self-sustaining population over the long term and is related to the concept of Minimum Viable Population (MVP; Shaffer 1981). As Eastern Sand Darter is a small bodied, short-lived fish (G =1.5 years), MVP for this study was defined as minimum adult population size needed for a 95% chance of persistence over 100 years.

Minimum viable population (MVP) values were calculated using population viability analysis in RAMAS GIS software (Akcakaya 2002) with random-walk dynamics. This method incorporates demographic and environmental stochasticity, density dependence and catastrophic decline probabilities to calculate the number of adult Eastern Sand Darter needed to ensure future population viability. We used a projection matrix model using the average survival and fertility values (Figure 1). Environmental stochasticity was incorporated in the standard deviation matrix which included variation in 0+ survival (S_1) and all fecundity probabilities (F_2, F_3, F_4). Parameter distributions for the standard deviation matrix

perturbations et des élasticités de ces indices vitaux touchés simultanément. Le taux de croissance de la population qui résulte des dommages causés aux multiples indices vitaux peut être calculé de la façon suivante (Vélez-Espino and Koops, 2009b) :

$$7)\ \lambda \approx \Lambda * \left(1 - \sum_{v=1}^{n} \varepsilon_v * \psi_v\right)$$

où n est le nombre d'indices vitaux qui subissent des dommages simultanément, où ε_v correspond à l'élasticité de l'indice vital v et où ψ_v correspond à la réduction proportionnelle de l'indice vital v.

CIBLES DE RÉTABLISSEMENT

En vertu de l'article 73(3) de la LEP, on a utilisé la durabilité démographique en tant que critère pour établir les cibles de rétablissement pour le dard de sable. On peut parler de durabilité démographique lorsqu'on a une population autosuffisante à long terme; ce concept est lié à celui de la population minimale viable (PMV) (Shaffer, 1981). Puisque le dard de sable est un poisson de petite taille et de courte longévité (G = 1,5 an), la PMV pour la présente étude a été définie comme étant la taille minimale de la population adulte nécessaire pour que l'on puisse atteindre 95 % de probabilité de pérennité sur plus de 100 ans.

On a calculé les valeurs relatives à la population minimale viable (PMV) en procédant à une analyse de la durabilité de la population menée au moyen du logiciel du SIG RAMAS (Akcakaya, 2002) et de la dynamique de marche aléatoire. Cette méthode intègre la stochasticité démographique et environnementale, la dépendance à la densité et les probabilités que se produise un déclin catastrophique et nous permet ainsi de calculer le nombre de dards de sable adultes nécessaire pour assurer la durabilité de la population future. Nous avons utilisé un modèle de matrice de projection reposant sur les valeurs moyennes relatives à la survie et à la fécondité (figure 1). On a intégré la stochasticité environnementale, qui incluait

were estimated directly from available data (see Finch 2009) while S_1 distributions were based on the mean variation for the other survival probabilities and included the compensation ratio, a standardized measure of density-dependence recruitment. Demographic stochasticity was modelled by sampling the number of survivors from a binomial distribution and the number of offspring from a Poisson distribution (Akcakaya 2002). Using RAMAS, 3000 iterations of the stochastic model were run to create a cumulative distribution function of extinction risk with a minimum population threshold of 1 adult. A catastrophic decline was defined as a 50% reduction in abundance that occurred at a probability (P_k) of 0.05, 0.10, or 0.15 per generation. RAMAS was used to determine the number of adults necessary for a 95% probability of persistence over 100 years for each P_k.

une variation dans la survie des individus d'âge 0+ (S_1) ainsi que toutes les probabilités relatives à la fécondité (F_2, F_3, F_4), dans la matrice des écarts types. On a estimé les distributions des paramètres pour la matrice des écarts types directement à partir des données disponibles (voir Finch, 2009), tandis que les distributions de S_1 ont été fondées sur la variation moyenne d'autres probabilités de survie et comprenaient le ratio de compensation, c'est-à-dire une mesure normalisée du recrutement en fonction de la densité. On a modélisé la stochasticité démographique en échantillonnant le nombre de survivants d'après une distribution binomiale et le nombre de rejetons d'après une distribution de Poisson (Akcakaya, 2002). À l'aide du logiciel RAMAS, on a exécuté 3000 itérations du modèle stochastique pour créer une fonction de la distribution cumulative des risques d'extinction avec un seuil de population minimale d'un adulte. On a défini le déclin catastrophique comme correspondant à une réduction de 50 % de l'abondance qui se produirait à une probabilité (P_k) de 0,05, de 0,10 ou de 0,15 par génération. On a également utilisé le logiciel RAMAS pour déterminer le nombre d'adultes nécessaires pour atteindre une probabilité de pérennité de 95 % sur 100 ans pour chaque P_k.

Distribution targets were estimated based on the number of populations needed for species persistence. Assuming that populations experience independent and identical catastrophic extirpation risks (Ruckelhaus et al. 2002), the probability of persistence of a group of environmentally discrete populations (P_m) can be calculated using the probability of persistence of each individual population (P_s) and the total number of populations (n) as:

Les cibles de distribution ont été estimées d'après le nombre de populations nécessaires à la pérennité de l'espèce. Si l'on suppose que les populations affichent des risques d'extinction catastrophiques indépendants et identiques (Ruckelhaus *et al.*, 2002), la probabilité de pérennité d'un groupe de populations dispersées dans leur environnement (P_m) peut être calculée à l'aide de la probabilité de pérennité de chaque population (P_s) et du nombre total de populations (n) au moyen de la formule suivante :

$$8)\ P_m = 1 - (1 - P_s)^n$$

$$8)\ P_m = 1 - (1 - P_s)^n.$$

This equation accounts for the probability of catastrophic events reducing a population by 50% however it does not account for a catastrophic extirpation which is defined by Reed et al. (2003a) as an event that reduces

Cette équation correspond à la probabilité que se produisent des événements catastrophiques entraînant une réduction de 50 % de la population; toutefois, cela ne correspond pas à une extinction

abundance by 95% or more. The probability of catastrophic extirpation (P_e) can be incorporated into equation 8:

$$9)\ P'_m = 1 - (1 - P_s + P_s P_e)^n$$

RECOVERY STRATEGIES AND RECOVERY TIMES

Recovery timeframes were assessed for 6 different potential recovery scenarios (Table 3). These scenarios were based on the results of the allowable harm analysis and focused on increasing 0+ survival and 1+ fecundity. Such positive increases in these matrix elements could be feasible given enhancement or rehabilitation of habitat.

Recovery timeframes were based on the number of years it took to achieve a 0.95 probability of reaching the recovery target. By assuming a stable age distribution and changing the initial adult population size from 2 to 20% of the recovery target, the probability of recovery was calculated by randomly selecting one of the 12 Eastern Sand Darter life history matrices using Monte Carlo simulations. The stable age distribution is represented by the right eigenvector (w) of the projection matrix ($\mathbf{L}w = \lambda w$; Caswell 2001). Using 5000 iterations of population size, a cumulative distribution function of the time to reach recovery was generated. Probability of recovery at time t was equal to the proportion of iterations of population size that met or exceeded the recovery target at time t.

catastrophique, laquelle est définie par Reed *et al.* (2003a) comme étant un événement qui entraîne une réduction de l'abondance de 95 % ou plus. La probabilité que se produise une extinction catastrophique (P_e) peut être intégrée dans l'équation 8 comme suit :

$$9)\ P'_m = 1 - (1 - P_s + P_s P_e)^n.$$

STRATÉGIES ET DÉLAIS DE RÉTABLISSEMENT

On a évalué les délais de rétablissement pour six différents scénarios du potentiel de rétablissement (tableau 3). Ces scénarios étaient fondés sur les résultats de l'analyse des dommages admissibles et étaient axés sur l'augmentation de la survie des individus d'âge 0+ et de la fécondité des individus d'âge 1+. De telles augmentations positives dans ces éléments matriciels seraient possibles surtout en cas d'amélioration ou de remise en valeur de l'habitat.

Les délais de rétablissement étaient fondés sur le nombre d'années nécessaires à l'obtention d'une probabilité de 0,95 d'atteinte de la cible de rétablissement. En supposant une distribution stable de l'âge et un changement dans la taille initiale de la population adulte de 2 % à 20 % de la cible de rétablissement, on a calculé la probabilité de rétablissement en sélectionnant de façon aléatoire l'une des douze matrices du cycle biologique du dard de sable reposant sur des simulations de Monte Carlo. La distribution stable de l'âge est représentée par le bon vecteur propre (w) de la matrice de projection ($\mathbf{L}w = \lambda w$; Caswell, 2001). À l'aide de 5000 itérations de la taille de la population, on a généré une fonction de la distribution cumulative du temps nécessaire à l'atteinte du rétablissement. La probabilité d'un rétablissement en un temps t était égale à la proportion des itérations portant sur la taille de la population qui nous ont permis d'atteindre ou de dépasser la cible du rétablissement en un temps t.

MINIMUM AREA FOR POPULATION VIABILITY

Minimum area for population viability (MAPV) was calculated from MVP as the amount of habitat required to support a viable population. Following Vélez-Espino et al. (2010), MAPV for the adult portion of the population was:

$$10)\ MAPV = MVP_a * API_a$$

where MVP_a is the minimum adult population size that results in a 95% probability of persistence over 100 years and API_a is the area required per adult individual. API was calculated using Randall et al.'s (1995) predictive equation, based on body size, for area per individual for freshwater fishes in rivers and lakes:

$$11)\ \text{rivers: } API = e^{-13.28}L^{2.904}$$

$$12)\ \text{lakes: } API = e^{-10.37}L^{2.58}$$

where length (L) is the average adult body size measured in mm. MAPV was also estimated using densities observed in the lower Thames River and the Grand River during 2006 and 2007 by Finch (2009) and Dextrase (pers. comm.).

$$13)\ MAPV = D^{-1} * MVP$$

where D is the average density observed.

Estimates of required habitat for the entire population were calculated using the stable stage distribution from the model population projection matrix by summing across the life stages to give a composite MAPV value (Vélez-Espino et al. 2010).

SUPERFICIE MINIMALE POUR UNE POPULATION VIABLE

La superficie minimale pour une population viable (SMPV) a été calculée à partir de la PMV comme étant la superficie d'habitat nécessaire au soutien d'une population viable. D'après Vélez-Espino *et al.* (2010), la SMPV pour la portion adulte de la population s'établissait comme suit :

$$10)\ SMPV = PMV_a * SPI_a$$

où PMV_a correspond à la taille minimale d'adultes entraînant une probabilité de 95 % de pérennité sur 100 ans et où SPI_a correspond à la superficie nécessaire par individu adulte. On a calculé la SPI à l'aide de l'équation de prévision de Randall *et al.* (1995), fondée sur la taille du corps, pour déterminer la superficie par individu d'espèces de poissons d'eau douce dans les cours d'eau et les lacs :

$$11)\ \text{cours d'eau : } SPI = e^{-13,28}L^{2,904}$$

$$12)\ \text{lacs : } SPI = e^{-10,37}L^{2,58}$$

où la longueur (L) correspond à la taille moyenne du corps d'un adulte, en millimètres. On a également estimé la SMPV à l'aide de densités observées dans le cours inférieur de la rivière Thames et la rivière Grand en 2006 et en 2007 par Finch (2009) et Dextrase (comm. pers.) :

$$13)\ SMPV = D^{-1} * PMV$$

où D correspond à la densité moyenne observée.

On a calculé les estimations de l'habitat nécessaire pour l'ensemble de la population à l'aide de la distribution stable des stades de développement tirée de la matrice de projection de la population modélisée en additionnant les estimations pour l'ensemble des stades de développement afin d'obtenir une valeur composite pour la SMPV (Vélez-Espino *et al.*, 2010).

RESULTS

ALLOWABLE HARM

Eastern Sand Darter population growth is most sensitive to the survival of 0+ individuals (S_1) and the fertility of first-time spawners (f_2) (Figure 2). The wide confidence intervals associated with the vital rate estimates suggest that elasticities are sensitive to variation in clutch size, longevity and age-at-maturity. As a result, large variation was also noted in the allowable harm estimates for each vital rate (Table 4). Using the upper 95% CI in a precautionary approach, our results suggest that either a 38% decrease in the annual survival rate of 0+ individuals or a 40% decrease in the fertility rate of for 1+ individual represent the maximum allowable harm for Eastern Sand Darter. Other allowable harm limits include; a 32% decrease to all survival rates or a 34% decrease to all fertility rates (Table 4). Human activities causing harm in excess of these thresholds could compromise the future viability of the population.

RECOVERY TARGETS, RECOVERY EFFORTS, AND RECOVERY TIMES

In the absence of catastrophic events, the minimum viable population (MVP) size is predicted to be 323 adults. Inclusion of a 0.05, 0.10 and 0.15 probability of catastrophic decline per generation (P_k) produced MVP values of 4 224, 52 822 and 595 000 respectively. Under current conditions, and in the absence of both, human threats and recovery efforts, a population that is 10% of these MVP values is expected to take 45 years to reach the recovery target (Figure 3). Time to recovery increased exponentially as harm was applied to the composite vital rates of fertility and

RÉSULTATS

DOMMAGES ADMISSIBLES

La croissance de la population de dards de sable est plus sensible à la survie des individus d'âge 0+ (S_1) et à la fécondité des individus qui se frayent pour la première fois (f_2) (figure 2). Les importants intervalles de confiance associés aux estimations de l'indice vital laissent sous-entendre que les élasticités sont sensibles aux variations observées dans la taille de la ponte, la longévité ainsi que la taille à la maturité. En conséquence, on a également remarqué une grande variation dans les estimations des dommages admissibles pour chaque indice vital (tableau 4). Lorsqu'on utilisait la limite supérieure de l'IC de 95 % dans le cadre d'une approche de précaution, nos résultats laissaient sous-entendre que tant une diminution de 38 % du taux de survie annuel des individus d'âge 0+ qu'une diminution de 40 % du taux de fécondité des individus d'âge 1+ représentaient le maximum de dommages admissibles applicable au dard de sable. Parmi les autres limites relatives aux dommages admissibles, mentionnons une diminution de 32 % de tous les taux de survie ou une diminution de 34 % de tous les taux de fécondité (tableau 4). Les activités d'origine anthropique causant des dommages excédant ces seuils pourraient compromettre la viabilité future de la population.

CIBLES, EFFORTS ET DÉLAIS DE RÉTABLISSEMENT

En l'absence d'événements catastrophiques, on prévoit que la taille de la population minimale viable (PMV) serait de 323 adultes. Si l'on inclut une probabilité de 0,05, de 0,10 et de 0,15 que se produise un déclin catastrophique par génération (P_k), les valeurs de la PMV seraient de 4 224, de 52 822 et de 595 000 adultes respectivement. Dans les conditions actuelles et en l'absence de menaces d'origine anthropique et d'efforts de rétablissement, on prévoit qu'une population atteignant 10 % de ces valeurs de la PMV prendra 45 ans pour atteindre la cible de rétablissement (figure 3). Le délai de

survival (Figure 4). Time to recovery varied between 18 to 34 years (Figure 5) depending on the recovery scenario (Table 3). Recovery times for each strategy varied with the initial percentage of MVP (Figure 6), with recovery taking 28-50 years at 2% of MVP while 20% of the MVP generated recovery times of 14-26 years. Regardless of the initial population size, the most effective scenario was when S_1 and f_2 were increased by 20% (scenario 6) while the least effective scenario only increased F_2 by 10% (scenario 3). Recovery times for increases in S_1 (scenarios 1, 2) were similar to equivalent increases in f_2 (scenarios 3, 4) which is not surprising given the similar elasticity values for these vital rates.

The stable stage distribution for Eastern Sand Darter is 96.3% juvenile individuals and 3.7% adults. Based on published allometries, with a MVP target of 4 224 adults under the $P_k = 0.05$, the river MAPV is 0.3 ha with an upper MAPV of 41.7 ha needed to support of 595 000 adults when $P_k = 0.15$ (Table 5). Lake MVP values range from 1.72 – 240.57 ha based on the catastrophic probabilities. Based on densities observed in the lower Thames River (0.36 ESD/ m^2; Finch 2009), equivalent to an area per individual of 2.78 m^2, MAPV values were 1.18, 14.67 and 165.28 ha for the 0.05, 0.10 and 0.15 P_k values, respectively. While MAPV values based on the densities observed in the Grand and Thames Rivers (Dextrase pers. comm.) ranged from 2.50 – 352.07 ha and 4.75 – 668.54 ha respectively (Table 5).

Based on equation 9 we can calculate the probability of persistence of a group of

rétablissement augmentait de façon exponentielle lorsque les dommages étaient appliqués aux indices vitaux composites de la fécondité et de la survie (figure 4). Le délai de rétablissement variait entre 18 et 34 ans (figure 5) selon le scénario de rétablissement (tableau 3). Les délais de rétablissement pour chaque stratégie variaient selon le pourcentage initial de la PMV (figure 6), le rétablissement s'échelonnant sur une période de 28 à 50 ans à 2 % de la PMV, tandis qu'il exigeait de 14 à 26 ans à 20 % de la PMV. Si l'on ne tient pas compte de la taille initiale de la population, le scénario le plus efficace était celui où S_1 et f_2 étaient accrus de 20 % (scénario 6), tandis que le scénario le moins efficace était celui où f_2 n'était accru que de 10 % (scénario 3). Les délais de rétablissement pour des augmentations de S_1 (scénarios 1 et 2) étaient similaires aux augmentations équivalentes de f_2 (scénarios 3 et 4), ce qui n'est pas surprenant compte tenu des valeurs similaires des élasticités pour ces indices vitaux.

La distribution stable des stades de développement pour le dard de sable est de 96,3 % de juvéniles et de 3,7 % d'adultes. D'après les allométries publiées, avec une PMV cible de 4 224 adultes lorsque $P_k = 0,05$, la SMPV pour les cours d'eau est de 0,3 ha, avec une limite supérieure de la SMPV de 41,7 ha nécessaires au soutien de 595 000 adultes lorsque $P_k = 0,15$ (tableau 5). Les valeurs de la PMV pour les lacs varient entre 1,72 et 240,57 ha, d'après les probabilités que se produise un événement catastrophique. Selon les densités observées dans le cours inférieur de la rivière Thames (0,36 dard de sable/m^2) (Finch, 2009), qui équivalent à une superficie par individu de 2,78 m^2, les valeurs de la SMPV étaient de 1,18, de 14,67 et de 165,28 ha pour les valeurs de P_k de 0,05, de 0,10 et de 0,15 respectivement. Les valeurs de la SMPV fondées sur les densités observées dans les rivières Thames et Grand (Dextrase, comm. pers.) s'échelonnaient de 2,50 à 352,07 ha et de 4,75 à 668,54 ha respectivement (tableau 5).

À l'aide de l'équation 9, nous pouvons calculer la probabilité de pérennité d'un groupe de

discrete populations. Assuming that each population is recovered to an abundance that provides a 5% risk of extinction over 100 years, P_s = 0.95 per 100 years. Reed et al. (2003b) estimated that when a catastrophe occurs, about 4% of events result in a catastrophic extirpation ($P_{e|k}$ = 0.04). The probability that a catastrophic event occurs is 0.14 per generation on average for vertebrates (Reed et al. 2003b), which for Eastern Sand Darter translates into P_k = 0.096 per year. The probability of a catastrophic extinction $P_e = (1 - P_k \cdot P_{e|k})^{100}$ = 0.67 per 100 years. Finally, the probability of species persistence over 100 years is $P_m = 1 - 0.69^n$ (from equation 9). The result is that extinction risk declines exponentially with the number of recovered populations (Figure 7). The species will have a 5% risk of extinction with 8 recovered populations. The risk of extinction will decrease to 2.5% with 10 recovered populations, 1% with 13 recovered populations, and 0.01% with 24 recovered populations.

DISCUSSION

Our results show that human-induced harm should be minimized to avoid jeopardizing the survival and future recovery of Eastern Sand Darter. Our modelling results show that the annual survival of 0+ individuals (S_1) can not be reduced more than 38% and fertility of 1+ spawners (f_2) can not be reduced more than 40%. Additionally, population decline is possible when harm causes a 32% reduction to all survival rates or a 34% reduction in all fertilities rates. Any harm beyond just one of these thresholds could compromise future viability especially given the exponential nature of recovery time with harm (Figure 4).

Comparison of harm values (Figure 4) and the composite allowable values (S_n and f_n in Table 4), reveal different values stressing the

populations dispersées. Si l'on suppose que chaque population est rétablie à une abondance qui pose un risque de 5 % d'extinction sur 100 ans, P_s = 0,95 par 100 ans. Reed *et al.* (2003b) ont estimé que lorsqu'un événement catastrophique se produit, environ 4 % des événements entraînent une disparition catastrophique ($P_{e|k}$ = 0,04). La probabilité que se produise un événement catastrophique est de 0,14 par génération en moyenne chez les vertébrés (Reed *et al.*, 2003b), ce qui, chez le dard de sable, se traduit par une valeur de P_k = 0,096 par an. La probabilité d'extinction catastrophique $P_e = (1 - P_k \cdot P_{e|k})^{100}$ = 0,67 par 100 ans. Finalement, la probabilité de pérennité de l'espèce sur 100 ans est $P_m = 1 - 0{,}69^n$ (tiré de l'équation 9). En conséquence, le risque d'extinction décline de façon exponentielle avec le nombre de populations rétablies (figure 7). L'espèce affichera un risque de 5 % d'extinction avec 8 populations rétablies. Le risque d'extinction diminuera à 2,5 % avec 10 populations rétablies, à 1 % avec 13 populations rétablies et à 0,01 % avec 24 populations rétablies.

DISCUSSION

Nos résultats indiquent que les dommages d'origine anthropique doivent être réduits au minimum si l'on veut éviter de compromettre la survie et le rétablissement futurs du dard de sable. Nos résultats de modélisation indiquent que la survie annuelle des individus d'âge 0+ (S_1) ne peut pas être réduite de plus de 38 % et que la fécondité des reproducteurs d'âge 1+ (f_2) ne peut être réduite de plus de 40 %. En outre, un déclin de la population est possible lorsque les dommages causent une réduction de 32 % de tous les taux de survie ou une réduction de 34 % de tous les taux de fécondité. Tout dommage causé au-delà d'un seul de ces seuils peut compromettre la viabilité future, surtout en raison de la nature exponentielle du délai de rétablissement en fonction des dommages (figure 4).

La comparaison des valeurs relatives aux dommages (figure 4) et des valeurs composites admissibles (S_n et f_n dans le

importance that allowable harm values are based on populations that are relatively healthy and are experiencing either stable or positive population trajectories. Any harm to populations experiencing negative trajectories will cause further decline and will jeopardize population viability.

Reed et al. (2003b) define a catastrophic event as a year decrease in population size that is 50% or greater. We incorporated probabilities of catastrophic decline (P_k = 0.05, 0.10, 0.15) in our estimation of population recovery targets based on the concept of MVP, specifically 95% persistence over 100 years. Our MVP target estimates (4 224, 52 822, 595 000 adults) were found to be similar to those estimated by a cross-species study (Vélez-Espino and Koops unpubl. data), though these MVP values (10 000, 36 000, 420 000) corresponded to a 95% probability of persistence over 250 years. The difference in these values is due to the vital rates used in the models; our model used field-based Canadian values while Vélez-Espino and Koops used literature values from Ohio populations. Fertility values for Eastern Sand Darter in Canadian populations include 2 egg clutches annually whereas 4 annual clutches were used by Vélez-Espino and Koops (unpubl. data). Given the sensitivity of Eastern Sand Darter population viability to f_2, it is not surprising that lower fertility values require greater MVP values for future population viability. While this does suggest that uncertainty in clutch size can drastically impact recovery targets, it is important to note that recovery targets should not be used as reference points for allowable harm or exploitation (Beissinger and McCullough 2002) but rather as part of a recovery process. A recovery target is the minimum abundance level for which long term population viability is high. Abundance recovery targets are applicable to populations below recovery target limits and can help target efforts and resources by selecting which populations are in greater need of recovery actions.

tableau 4) révèle différentes valeurs qui soulignent l'importance que les valeurs des dommages admissibles soient fondées sur des populations relativement saines et affichant des trajectoires stables ou positives. Tout dommage causé aux populations affichant des trajectoires négatives entraînera un déclin supplémentaire et compromettra la viabilité de la population.

Reed *et al.* (2003b) définissent un événement catastrophique comme étant une diminution de 50 % ou plus de la taille de la population sur une période d'un an. Nous avons intégré les probabilités que se produise un déclin catastrophique (P_k = 0,05, 0,10 et 0,15) dans notre estimation des cibles de rétablissement des populations en fonction du concept de PMV, et plus précisément d'une pérennité de 95 % sur 100 ans. Nos estimations des cibles relatives à la PMV (4 224, 52 822 et 595 000 adultes) se sont révélées similaires aux estimations faites dans le cadre d'une étude hétérospécifique (Vélez-Espino and Koops, données non publiées); cependant, ces valeurs relatives à la PMV (10 000, 36 000 et 420 000 individus) correspondaient à une probabilité de 95 % de pérennité sur 250 ans. La différence entre ces valeurs provient des indices vitaux utilisés dans les modèles; notre modèle utilisait des valeurs d'origine canadienne recueillies sur le terrain, tandis que Vélez-Espino and Koops ont utilisé des valeurs tirées de la documentation sur des populations de l'Ohio. Les valeurs relatives à la fécondité des populations canadiennes de dards de sable comprennent deux pontes par année, tandis que Vélez-Espino and Koops (données non publiées) ont utilisé quatre pontes par année. En raison de la sensibilité de la viabilité des populations de dards de sable à f_2, il n'est pas surprenant que les valeurs inférieures de la fécondité exigent des valeurs de la PMV plus élevées si l'on veut assurer la viabilité future des populations. Bien que cela laisse sous-entendre qu'une incertitude relativement à la taille de la ponte peut avoir un impact radical sur les cibles de rétablissement, il est important de noter que les cibles de rétablissement ne doivent pas servir de points de référence en ce qui concerne les dommages admissibles ou l'exploitation (Beissinger and McCullough,

2002), mais doivent plutôt s'inscrire dans le cadre du processus de rétablissement. La cible de rétablissement est le niveau d'abondance minimal pour lequel la viabilité à long terme de la population est élevée. Les cibles de rétablissement en lien avec l'abondance sont applicables aux populations se situant sous les limites des cibles de rétablissement et peuvent nous aider à cibler les efforts et les ressources en sélectionnant les populations qui ont le plus besoin que l'on mette en œuvre des mesures de rétablissement.

Our MAPV values ranged from 0.3 ha to 41.7 ha for rivers and 1.72 ha to 240.57 ha for lakes. MAPV values based on field observations ranged from 1.17 ha to 165.28 for high density areas in the Thames River to 4.75 ha – 668.54 ha and 2.50 ha to 352.07 for lower density areas in the Thames and Grand Rivers respectively. The difference between the MAPV values that were calculated using field based densities as opposed to MPV values could be the result of sampling bias; young Eastern Sand Darter are difficult to capture, thus producing lower densities and resulting in higher MAPV values. The difference between the two Thames MAPV values is a result of sampling methodology - Finch 2009 targeted Eastern Sand Darter's preferred habitat while Dextrase's (pers. comm.) data were comprehensive for all river habitats. To err on the cautious side, we recommend that the MAPV estimates from the lower density values should be considered when determining the minimum habitat area.

Nos valeurs de la SMPV variaient de 0,3 à 41,7 ha pour les cours d'eau, et de 1,72 à 240,57 ha pour les lacs. Les valeurs de la SMPV fondées sur des observations sur le terrain variaient de 1,17 à 165,28 ha pour les zones de haute densité dans la rivière Thames et de 4,75 à 668,54 ha et de 2,50 à 352,07 ha pour les zones de faible densité dans les rivières Thames et Grand respectivement. La différence entre les valeurs de la SMPV qui ont été calculées à l'aide des densités observées sur le terrain, contrairement aux valeurs de la PMV, pourrait découler de biais d'échantillonnage. En effet, comme il est difficile de capturer de jeunes dards de sable, on peut obtenir une faible densité et des valeurs de la SMPV plus élevées. La différence entre les deux valeurs de la SMPV dans la rivière Thames découle de la méthodologie d'échantillonnage – Finch (2009) a ciblé l'habitat de prédilection des dards de sable, tandis que les données de Dextrase (comm. pers.) concernaient l'ensemble des habitats de cours d'eau. Pour des raisons de prudence, nous recommandons que les estimations de la SMPV tirées des valeurs de faible densité soient prises en considération lorsque l'on détermine la superficie minimale de l'habitat.

The high recovery target and associated MAPV for the P_k = 0.15 value result from Eastern Sand Darter being a small bodied species with a short generation time (1.5 years). In this case, an ESD population facing a 15% chance of a sudden 50% reduction in abundance due to a catastrophic event requires large numbers of individuals. Recovery targets in terms of abundance and

La cible de rétablissement élevée et la SMPV qui y est associée pour la valeur P_k = 0,15 découlent du fait que le dard de sable est une espèce de petite taille et de courte longévité (1,5 an). Dans ce cas, une population de dards de sable affichant un risque de 15 % que se produise une soudaine réduction de 50 % de l'abondance en raison d'un événement catastrophique doit compter un grand nombre

area per individual apply to individual discrete populations that are functioning as demographically independent units, where in reality populations are more dynamic and some include meta-population structure. In the face of catastrophes, Eastern Sand Darter could survive through geographically linked demes and dispersal among habitat patches. The assumption being that not all patches experience catastrophes at the same time so that demes that were not impacted by a catastrophe could act as source populations to re-colonize the vacant suitable habitat. Eastern Sand Darter are r-selected opportunistic strategists, meaning that their short life cycle, early maturation, frequent reproduction and rapid larval growth allow the species to be responsive to favourable environmental variation (Winemiller and Rose 1992; King and McFarlene 2003). This could allow Eastern Sand Darter to quickly re-populate areas that have been previously affected by catastrophes.

d'individus. Les cibles de rétablissement, en matière d'abondance et de superficie par individu, s'appliquent à toutes les populations dispersées qui fonctionnent en tant qu'unités indépendantes démographiquement alors qu'en réalité, les populations sont plus dynamiques et peuvent comprendre une métapopulation structurée. Si un événement catastrophique se produisait, le dard de sable survivrait par l'intermédiaire de ses dèmes liés géographiquement et dispersés entre différentes parcelles d'habitat, l'hypothèse étant que toutes les parcelles ne seraient pas touchées au même moment par l'événement catastrophique, de sorte que les dèmes qui ne seraient pas touchés pourraient servir de populations sources pour recoloniser l'habitat approprié devenu vacant. Le dard de sable est une espèce opportuniste à stratégie r, c'est-à-dire que sa courte longévité, sa maturation précoce, la fréquence de son frai et sa croissance larvaire rapide lui permettent de répondre aux changements environnementaux favorables (Winemiller and Rose, 1992; King and McFarlene, 2003). Cela pourrait permettre au dard de sable de repeupler rapidement les zones qui ont été touchées par des événements catastrophiques par le passé.

By modelling species persistence as the probability that a meta-population will persist we predict that the species will need at least 13 recovered populations to reach a 1% chance of species extinction, or a 99% chance of species persistence over 100 years. This assumes that individual populations are demographically independent, and that each population has been recovered to an abundance that provides a 95% chance of each population persisting over 100 years. These numbers will apply to each designatable unit (i.e., in both Ontario and Quebec).

En modélisant la pérennité de l'espèce en tant que probabilité qu'une métapopulation persiste, nous prévoyons que l'espèce aurait besoin d'au moins 13 populations rétablies pour atteindre un risque d'extinction de 1 %, ou une probabilité de 99 % que l'espèce persiste sur 100 ans. Cela suppose que chaque population est indépendante démographiquement et s'est rétablie à une abondance permettant d'atteindre une probabilité de pérennité de 95 % sur 100 ans. Ces nombres s'appliquent à chaque unité désignable (c.-à-d. en Ontario et au Québec).

We suggest that recovery efforts should focus on protecting all demographically linked demes with a total adult population size of at least 4 224 individuals when a probability of catastrophe (P_k) of 5% is thought to be appropriate, 52 282 adults if P_k averages 10%, or 595 000 if P_k is estimated to be as high as 15% per generation. Our use of a maximum P_k of 15% is consistent

Nous proposons que les efforts de rétablissement soient axés sur la protection de tous les dèmes liés démographiquement, avec la population totale d'adultes minimale de 4 224 adultes, lorsqu'une probabilité que se produise une catastrophe (P_k) de 5 % est considérée comme étant appropriée, de 52 282 adultes si P_k se situe autour de 10 % ou de 595 000 adultes si on estime que P_k est

with Reed et al.'s (2003a) estimate that the probability of a severe die-off (50% or greater) due to catastrophes is approximately 14% per generation in vertebrates. Additional studies are required to determine the appropriate level of catastrophic occurrences in Eastern Sand Darter habitat. In a recent review of pragmatic population viability targets, Traill et al. (2010) assert that any serious conservation effort considering the long-term survival of a species should aim for a meta-population of thousands of adult individuals. If 4 224 adult Eastern Sand Darter seems small for a species with high sensitivity to catastrophes and half a million adults seems unrealistic on the basis of habitat availability, 52 282 adult individuals could be used as a recovery target until new studies determine an appropriate probability of catastrophe. Using this number of adults as a recovery target requires approximately 14.67 ha of suitable habitat. An important caveat of recovery targets based on MVP is that these values should not be used as a reference point for exploitation or allowable harm (Beissinger and McCullough 2002) but rather these targets can be useful in optimizing efforts and resources when deciding which populations are in greatest need of recovery.

aussi élevé que 15 % par génération. Notre utilisation d'un P_k maximal de 15 % est conforme à l'estimation de Reed *et al.* (2003a) selon laquelle la probabilité d'une mortalité massive (de 50 % ou plus) causée par un événement catastrophique est d'environ 14 % par génération chez les vertébrés. D'autres études sont nécessaires pour que l'on puisse déterminer le niveau approprié d'occurrence d'événements catastrophiques dans l'habitat du dard de sable. Durant un examen récent des cibles pragmatiques de la viabilité de la population, Traill *et al.* (2010) affirment que tout effort sérieux de conservation visant la survie à long terme de l'espèce devrait cibler une métapopulation de milliers d'adultes. Si 4 224 dards de sable adultes semblent un nombre faible pour une espèce hautement vulnérable aux événements catastrophiques et si un demi-million d'adultes semble un nombre irréaliste en raison de l'habitat disponible, on devrait utiliser 52 282 adultes en tant que cible de rétablissement jusqu'à ce que de nouvelles études permettent de déterminer une probabilité appropriée que se produise un événement catastrophique. L'utilisation de ce nombre d'adultes en tant que cible de rétablissement exige environ 14,67 ha d'habitat approprié. Une mise en garde importante pour les cibles de rétablissement fondées sur la PMV est que ces valeurs ne doivent pas être utilisées en tant que point de référence en ce qui concerne l'exploitation ou les dommages admissibles (Beissinger and McCullough, 2002); ces cibles seraient plutôt utiles dans le cadre de l'optimisation des efforts et des ressources, au moment de décider quelles sont les populations qui ont le plus besoin de rétablissement.

Our results suggest that in the absence of recovery efforts and harm (i.e., status quo) a population that is between 2 and 20% of a recovery target has a 95% chance of reaching that target within 33-65 years or 22 to 43 generations (Figure 6). To reduce these timeframes to less than 20 years (13 generations), we recommend implementing recovery strategies that focus on increasing both 0+ survival and 1+ fertility by at least 20%. The high allowable harm estimates for all other vital rates (S_2, S_3, f_3, f_4) show that recovery strategies focusing on these stages

Nos résultats laissent sous-entendre qu'en l'absence d'efforts de rétablissement et de dommages (c.-à-d. le statu quo), une population qui se situe entre 2 et 20 % d'une cible de rétablissement affiche une probabilité de 95 % d'atteindre cette cible en 33 à 65 ans, ou en 22 à 43 générations (figure 6). Afin de réduire ces délais à moins de 20 ans (13 générations), nous recommandons de mettre en œuvre des stratégies de rétablissement axées sur une augmentation d'au moins 20 % de la survie des individus d'âge 0+ et de la fécondité des individus

would have limited impact on increasing population viability.

d'âge 1+. Les estimations élevées des dommages admissibles pour tous les autres indices vitaux (S_2, S_3, f_3, f_4) démontrent que les stratégies de rétablissement axées sur ces stades de développement auraient un impact limité sur l'augmentation de la viabilité de la population.

Our model parameters were derived from one Canadian Eastern Sand Darter population. The assumption that all Canadian Eastern Sand Darter populations have similar population dynamics to the lower Thames River population is not necessarily valid, especially given the uncertainty in life history traits related to reproduction (age-at-maturity, clutch size, clutch number). We recommend research that focuses on the life history traits of other Canadian Eastern Sand Darter populations and emphasizes first year survival and reproduction as well as research addressing the occurrence of catastrophic events affecting the habitat occupied by Eastern Sand Darter populations.

Les paramètres de nos modèles ont été dérivés d'une population canadienne de dards de sable. L'hypothèse voulant que toutes les populations canadiennes de dards de sable affichent une dynamique de la population similaire à celle de la population du cours inférieur de la rivière Thames n'est pas nécessairement valide, principalement en raison de l'incertitude relative aux caractéristiques du cycle biologique qui sont liées à la reproduction (âge à la maturité, taille de la ponte et nombre de pontes). Nous recommandons la réalisation de recherches qui sont axées sur les caractéristiques du cycle biologique d'autres populations canadiennes de dards de sable et qui permettent une concentration des efforts sur la survie et la reproduction durant la première année de vie ainsi que la réalisation de recherches portant sur l'occurrence d'événements catastrophiques ayant une incidence sur l'habitat occupé par les populations de dards de sable.

REFERENCES

Akcakaya, H.R. 2002. RAMAS GIS: linking spatial data with population viability analysis (version 4.0). Applied Biomathematics, Setauket, New York.

Beissinger, S.R. and D.R. McCullough. 2002. Population viability analysis. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, USA.

Cudmore, B., C.A. MacKinnon and S.E. Madzia. 2004. Aquatic species at risk in the Thames river watershed, Ontario. Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2707: v +: 123 p.

Daniels, R.A. 1993. Habitat of the eastern sand darter, *Ammocrypta pellucida*. J. Freshwat. Ecol. 8: 287-295.

de Kroon, H., A. Plaisier, J.V. Groenendael and H. Caswell. 1986. Elasticity: the relative contribution of demographic parameters to population growth rate. Ecology 67: 1427-1431.

Dextrase, A.J., S.K. Staton and J.L. Metcalfe-Smith. 2003. National recovery strategy for species at risk in the Sydenham River: An ecosystem approach. National Recovery Plan No. 25, Recovery of Nationally Endangered Wildlife (RENEW), Ottawa, Ontario

Drake, D.A.R., M. Power, M.A. Koops, S.E. Doka, and N.E. Mandrak. 2008. Environmental factors affecting growth of eastern sand darter *Ammocrypta pellucida*. Can. J. Zool. 86: 714-722.

DFO. 2007. Revised protocol for conducting recovery potential assessments. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2007/039. / MPO, 2007. Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.

Edwards, A., J. Boucher and B. Cudmore. 2007. Recovery strategy for the Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*) in Canada [Proposed]. Ottawa, ON: Species at Risk Act Recovery Series, Fisheries and Oceans Canada. vii+ 50 p. / Edwards, A., J. Boucher et B. Cudmore. 2007. Programme de rétablissement du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) au Canada [Proposition]. Série des programmes de rétablissement publiés en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Ottawa: Pêches et Océans Canada. 67 p.

Faber, J.E. 2006. Life history of the Eastern Sand Darter *Ammocrypta pellucida,* in the Little Muskingum River. Final report to the Ohio Division of Wildlife State Wildlife Grants Program UT# 13799.

Finch, M. 2009. Life history and population dynamics of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida)* in the lower Thames River. Thesis (M.Sc.) The University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 92 p.

Grandmaison, D., J. Mayasich, and D. Etnier. 2004. Eastern Sand Darter status report. NRRI Technical Report no. NRRI/TR-2003/40.

Holm, E. and N.E. Mandrak. 1994. Status report on the Eastern Sand Darter *Ammocrypta pellucida* in Canada. Ottawa, ON: Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) Report.

Holm, E. and N.E. Mandrak. 1996. The status of the Eastern Sand Darter, *Ammocrypta pellucida,* in Canada. Can. Field-Nat. 110: 462-469.

Johnston, C.E. 1989. Spawning in the eastern sand darter, *Ammocrypta pellucida* (pisces: Percidae) with comments on the phylogeny of *Ammocrypta* and related taxa. Trans. Illinois Acad. Sci. 82: 163-168.

King, J.R. and G.A. McFarlene 2003. Marine fish life history strategies: applications to fishery management. Fish. Manage. Ecol. 10: 249-264.

Leslie, P.H. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. Biometrika 33:183-212.

Randall, R.G., J.R.M. Kelso and C.K. Minns. 1995. Fish production of freshwaters: are rivers more productive than lakes? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 631-643.

Reed, D.H, J.J. O'Grady, D.W. Brook, J.D. Ballou and R. Frankham. 2003a. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. Biol. Conserv. 113: 23-34.

Reed, D.H., J.J. O'Grady, J.D. Ballou and R. Frankham. 2003b. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. Anim. Conserv. 6: 109-114.

Ruckelhaus, M., P., McElhan and M.J. Ford. 2002. Recovering species of conservation Concern: are populations expendable? *In* The importance of Species: Perspectives on Expendability and Triage. *Edited by* P. Kareiva and S. Levin. Princton University Press, Princeton, N.J. p. 305-329.

Scott, W.B. and E.J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. No. 184.

Shaffner, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. BioScience 31: 131-134.

Simon, T.P. and R. Wallus. 2006. Reproductive biology and early life history of fishes in the Ohio River drainage- Percidae- perch, pikeperch and darters. Volume 4. Boca Raton, FL: Taylor and Francis Group.

Spreitzer, A.E. 1979. The life history, external morphology, and osteology of the eastern sand darter, *Ammocrypta pellucida* (Putnam 1863), an endangered Ohio species (pisces: Percidae). Thesis (M.Sc.) Ohio State University, Columbus, Ohio 261 p.

Traill, L.W., B.W. Brook, R.R. Frankham and C.J.A Bradshaw. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. Biol. Conserv. 143: 28-34. doi:10.1016/j.biocon.2009.09.00

Trautman, M.B. 1981. The fishes of Ohio. Columbus, OH: Ohio State University Press.

Turchin, P. 1995. Population regulation; old arguments and a new synthesis. *In* Population Dynamics. New approaches and synthesis. *Edited by* N. Cappuccino and P.W. Price. Academic Press. p. 19-40.

Vélez-Espino, L.A. and M.A. Koops. 2007a. A quantitative approach to assessing allowable harm in species at risk: applications to the Laurentian Black Redhorse *(Moxostoma duquesnei)*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2007/051.

Vélez-Espino, L.A. and M.A. Koops. 2007b. Recovery potential assessment of an extirpated population: Lake Ontario Atlantic Salmon (*Salmo salar)*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2007/083.

Vélez-Espino, L.A. and M.A. Koops. 2008. Recovery potential assessment of Reside Dace (*Clinostomus elongates*) in Canada. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2008/005.

Vélez-Espino, L.A. and M.A. Koops. 2009a. Quantifying allowable harm in species at risk: application to the Laurentian Black Redhorse *(Moxostoma duquesnei)*. Aquat. Cons.: Mar. Freshw. Ecosyst.19: 676-688.

Vélez-Espino, L.A. and M.A. Koops. 2009b. Recovery potential assessment for lake sturgeon in Canadian designatable units. N. Am. J. Fish. Manag. 29: 1065-1090.

Vélez-Espino, L.A., R.G. Randall and M.A. Koops. 2010. Quantifying habitat requirements of four freshwater species at risk in Canada: Northern Madtom, Spotted Gar, Lake Chubsucker, and Pugnose Shiner. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2009/115.

Venturelli, P.A, L.A. Vélez-Espino and M.A. Koops. 2010. Recovery potential modelling of Pugnose Shiner (*Notropis anogenus)* in Canada. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc 2010/007.

Williams, J.D. 1975. Systematic of the percid fishes of the subgenus *Ammocrypta,* Genus A*mmocrypta,* with descriptions of two new species. Bull. Alabama Mus. Nat. Hist. 1: 1-56.

Winemiller, K.O. and K.A. Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2196-2218.

Table 1. Summary of life history information of Eastern Sand Darter (Ammocrypta pellucida) compiled from various sources. TL = total length, SL = standard length, VBL = von Bertanlanffy.

Trait	Mean	Min	Max	Other	Source
Total Length (TL) (mm)	45.9	19	65		Finch 2009
	44.35	20	67		Drake et al. 2008
Age 0+ TL (mm)	38.2	9	55		Finch 2009
	31.35	17.86	45.8		Faber 2006
	30.1	20	36		Drake et al. 2008
Age 1+ TL (mm)	50.29	35	65		Finch 2009
	48.27	33.61	59.64		Faber 2006
	54.16	46	65		Drake et al. 2008
Age 2+ TL (mm)	55.7	45	64		Finch 2009
	54.85	52.09	56.17		Faber 2006
	55.07	45	66		Drake et al. 2008
Age 3+ TL (mm)	59.45	52	64		Finch 2009
	57.5	51	66		Drake et al. 2008
Age 4+ TL (mm)	58				Drake et al. 2008
Age 0+ SL	33.4	18.8	41.2		Spreitzer 1979
Age 1+ SL	44.4	34.2	52.6		Spreitzer 1979
Age 2+ SL	48.8	45.5	52.8		Spreitzer 1979
Maximum age			2+ (M) 3+ (F)		Finch 2009
			4+		Drake et al. 2008
			2+		Faber 2006
			2+		Spreitzer 1979
			3+		Simon & Wallus 2006
Age-at-Maturity		1+ (M, F)			Finch 2009
		1+ (M), 2+ (F)			Faber 2006
		1+ (M, F)			Spreitzer 1979
TL at Maturity (Female) (mm)	54.3	50	58		Finch 2009
	55.8	50.5	57		Faber 2006
SL at Maturity (Female) (mm)	44.8	34.2	52.6		Spreitzer 1979
SL at Maturity (Male) (mm)	44.1	34.7	50.6		Spreitzer 1979
Weight-Length Relationship				$\log_e W = -12.09 + 2.97 \log_e L$	Finch 2009
				$\log_e W = -13.17 + 3.09 \log_e L$	Simon & Wallus 2006
				$\log_e W = -11.66 + 2.87 \log_e L$	Drake et al. 2008
VBL asympototic TL (mm)				55.81	Finch 2009
				55.35	Faber 2006
				57.37	Drake et al. 2008
VBL k				1.59	Finch 2009
				1.35	Faber 2006
				1.93	Drake et al. 2008
VBL t_0				-0.48	Finch 2009
				-0.31	Faber 2006
				-0.38	Drake et al. 2008
Total Eggs	131.9	67	159		Finch 2009
	343.1	22	829		Spreitzer 1979
Clutch size	71.5	35	123		Finch 2009
	61.2	16	97		Faber 2006
		30	170		Spreitzer 1979
Number of clutches				2 clutch/year	Finch 2009
				Multiple	Williams 1975, Simon & Wallus 2006; Spreitzer 1979
Spawning frequency				every 4-5 days	Johnston 1989
Egg Diameter (mm)	0.94	0.7	1.57		Finch 2009
	1.08	0.68	1.51		Faber 2006
	1.4	1.1	1.7		Johnston 1989
	0.99	0.72	1.2		Spreitzer 1979
		0.9	1		Simon & Wallus 2006
Sex Ratio (M:F)				1:2.54	Finch 2009
				1:1	Spreitzer 1979
				1:1.16	Faber 2006
Density (ESD/m^2)	0.36	0.23	0.49		Finch 2009
		0.12	0.29		Grandmaison et al. 2004
Survival	0.39	0.28	0.51		Finch 2009

*Tableau 1. Résumé des informations sur le cycle biologique du dard de sable (*Ammocrypta pellucida*) compilées à partir de diverses sources. LT = longueur totale; LS = longueur standard, V.B. = Von Bertalanffy.*

Caractéristique	Moyenne	Min.	Max.	Autre	Source
Longueur totale (LT) (mm)	45,9	19	65		Finch, 2009
	44,35	20	67		Drake *et al.*, 2008
LT âge 0+ (mm)	36,2	9	55		Finch, 2009
	31,35	17,86	45,8		Faber, 2006
	30,1	20	36		Drake *et al.*, 2008
LT âge 1+ (mm)	50,29	35	65		Finch, 2009
	48,27	33,61	59,64		Faber, 2006
	54,16	46	65		Drake *et al.*, 2008
LT âge 2+ (mm)	55,7	45	64		Finch, 2009
	54,85	52,09	56,17		Faber, 2006
	55,07	45	66		Drake *et al.*, 2008
LT âge 3+ (mm)	59,45	52	64		Finch, 2009
	57,5	51	66		Drake *et al.*, 2008
LT âge 4+ (mm)	58				Drake *et al.*, 2008
LS âge 0+	33,4	18,8	41,2		Spreitzer, 1979
LS âge 1+	44,4	34,2	52,6		Spreitzer, 1979
LS âge 2+	48,8	45,5	52,8		Spreitzer, 1979
Âge maximal			2+ (M) 3+ (F)		Finch, 2009
			4+		Drake *et al.*, 2008
			2+		Faber, 2006
			2+		Spreitzer, 1979
			3+		Simon and Wallus, 2006
Âge à la maturité		1+ (M,F)			Finch, 2009
		1+ (M), 2+ (F)			Faber, 2006
		1+ (M,F)			Spreitzer, 1979
LT à la maturité (femelle)	54,3	50	58		Finch, 2009
	55,8	50,5	57		Faber, 2006
LS à la maturité (femelle)	44,8	34,2	52,6		Spreitzer, 1979
LS à la maturité (mâle)	44,1	34,7	50,6		Spreitzer, 1979
Relation poids-longueur				$Log_eW=-12.09+2.94log_eL$	Finch, 2009
				$Log_eW=-13.17+3.09log_eL$	Simon and Wallus, 2006
				$Log_eW=-11.66+2.87log_eL$	Drake *et al.*, 2008
LT asymptotique de V.B.				55,81	Finch, 2009
				55,35	Faber, 2006
				57,37	Drake *et al.*, 2008
k de V.B.				1,59	Finch, 2009
				1,35	Faber, 2006
				1,93	Drake *et al.*, 2008
t_0 de V.B				-0,48	Finch, 2009
				-0,31	Faber, 2006
				-0,38	Drake *et al.*, 2008
Nombre total d'œufs	131,9	67	159		Finch, 2009
	343,1	22	829		Spreitzer, 1979
Taille de la ponte	71,5	35	123		Finch, 2009
	61,2	16	97		Faber, 2006
		30	170		Spreitzer, 1979
Nombre de pontes				2 pontes/année	Finch, 2009;
				Multiple	Williams, 1975; Simon and Wallus, 2006; Spreitzer, 1979
Fréquence du frai				Tous les 4 à 5 jours	Johnston, 1989
Diamètre des œufs (mm)	0,94	0,7	1,57		Finch, 2009
	1,08	0,68	1,51		Faber, 2006
	1,4	1,1	1,7		Johnston, 1989
	0,99	0,72	1,2		Spreitzer, 1979
Proportion des sexes				1 :2.54	Finch, 2009
				1 :1	Spreitzer, 1979
				1 :1.16	Faber, 2006
Densité (dards de sable/m^2)	0,36	0,23	0,49		Finch, 2009
		0,12	0,29		Grandmaison *et al.*, 2005
Survie	0,39	0,28	0,51		Finch, 2009

Table 2. Vital rate values, variation and range of vital rates across all 12 Eastern Sand Darter matrices. These values were used to define the probability distributions for the stochastic analyses of elasticties. F_i represent age-class fertility, S_i represent the age class survival probabilities and were drawn from beta and lognormal distributions respectively.

	Vital Rate			
Statistic	S_1	S_2	S_3	$f_{2,3,4}$
Best	0.024	0.386	0.386	71.5
Variance	0.0028	0.0056 2	0.00562	516.7
Maximum	0.19	0.507	0.507	123
Minimum	0.016	0.277	0.277	35

Tableau 2. Valeurs, variation et éventail des indices vitaux pour l'ensemble des douze matrices pour le dard de sable. On a utilisé ces valeurs pour définir les distributions des probabilités pour les analyses stochastiques des élasticités. F_i correspond à la fertilité selon la classe d'âge et S_i correspond aux probabilités de survie selon la classe d'âge; les valeurs ont été tirées de distributions bêta et lognormales respectivement.

	Indice vital			
Statistiques	S_1	S_2	S_3	$f_{2,3,4}$
Valeur optimale	0,024	0,386	0,386	71,5
Variation	0,0028	0,00562	0,00562	516,7
Maximum	0,19	0,507	0,507	123
Minimum	0,016	0,277	0,277	35

Table 3. Six hypothetical Eastern Sand Darter recovery strategies that might result from recovery efforts focusing on rehabilitation and enhancement of rearing and spawning habitat, specifically by increasing 0+ survival rates and first-time fecundity rates.

Strategy	Change in s_1	Change in F_2
1	+10%	0%
2	+20%	0%
3	0%	+10%
4	0%	+20%
5	+10%	+10%
6	+20%	+20%

Tableau 3. Six stratégies de rétablissement hypothétiques du dard de sable qui pourraient résulter des efforts de rétablissement axés sur la remise en valeur et l'aménagement des habitats de frai et de croissance, visant plus précisément une augmentation des taux de survie des individus d'âge 0+ et des taux de fécondité des individus frayant pour la première fois.

Stratégie	Variation de S_1	Variation de f_2
1	+10%	0%
2	+20%	0%
3	0%	+10%
4	0%	+20%
5	+10%	+10%
6	+20%	+20%

Table 4. Allowable harm estimates for Eastern Sand Darter vital rates calculated using elasticity values generated through stochastic perturbation analyses and a growth rate (Λ) of 1.23. Allowable harm values are shown as the mean, upper and lower 95% confidence limits for the survival (S_i) and fertility rates (f_i) at all stages. While S_n and f_n represent the annual composite survival and fertility probabilities respectively.

	Allowable Harm		
	Lower	**Mean**	**Upper**
S_1	-0.41	-0.4	-0.38
S_2	-7.89	-3.4	-2.24
S_3	-133.57	-32.24	-14.17
S_n	-0.39	-0.35	-0.32
f_2	-0.51	-0.45	-0.40
f_3	-8.46	-3.80	-2.58
f_4	-133.57	-32.24	-14.17

Tableau 4. Estimations des dommages admissibles relativement aux indices vitaux du dard de sable calculées à l'aide des valeurs des élasticités générées au moyen des analyses stochastiques des perturbations et d'un taux de croissance (Λ) de 1,23. Les valeurs correspondant à la moyenne, à la limite supérieure et à la limite inférieure de l'intervalle de confiance de 95 % relatives aux dommages admissibles sont indiquées pour les taux de survie (S_i) et de fécondité (f_i) pour tous les stades de développement. S_n et f_n correspondent aux probabilités composites annuelles de la survie et de la fécondité respectivement.

	Dommages admissibles		
	Limite inférieure	**Moyenne**	**Limite supérieure**
S_1	-0,41	-0,4	-0,38
S_2	-7,89	-3,4	-2,24
S_3	-133,57	-32,24	-14,17
S_n	-0,39	-0,35	-0,32
f_2	-0,51	-0,45	-0,40
f_3	-8,46	-3,80	-2,58
f_4	-133,57	-32,24	-14,17

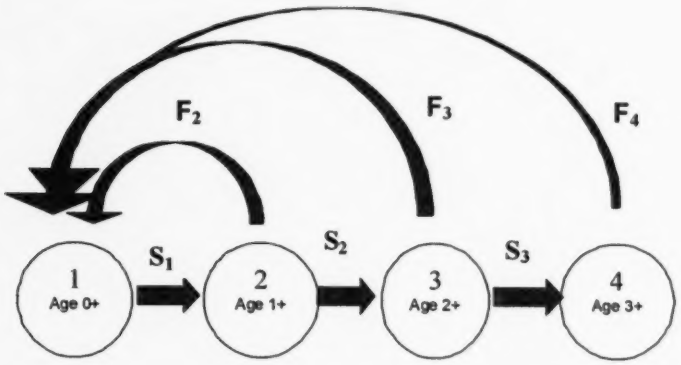
Table 5. Calculation of minimum area of population viability (MAPV) based on minimum viable population (MVP) values and area per individual (API) values. API river values of 0.02 m^2 and 0.18 m^2 for 0+ and adults respectively were used while lake API values were 0.12 m^2 and 0.92 m^2. Different population viability criteria included three probabilities of catastrophic decline per generation (P_k) for a 95% persistence over 100 years and Reed et al.'s (2003b) allometric calculation for 99% persistence over 40 generations. MAPV values for the Thames and Grand Rivers are based on observed densities.

Population Viability Criteria		MVP	MAPV (ha)				
		Adult	River	Lake	Thames R. 0.36 ESD/m_2 (Finch 2009)	Thames R. 0.09 ESD/m_2 (Dextrase, pers. comm)	Grand R. 0.17 ESD/m_2 (Dextrase, pers. comm)
95% persistence, 100 years	$P_k = 0.05$	4,224	0.3	1.72	1.17	4.75	2.50
	$P_k = 0.1$	52,822	3.7	21.36	14.67	59.35	31.26
	$P_k = 0.15$	595,000	41.7	240.57	165.28	668.54	352.07
99% persistence, 40G (Reed et al. 2003)	$P_k = 0$	1,180	0.08	0.48	0.33	1.33	0.70

Tableau 5. Calcul de la superficie minimale pour une population viable (SMPV) d'après les valeurs de la population minimale viable (PMV) et de la superficie par individu (SPI). Pour les cours d'eau, on a utilisé les valeurs de la SPI de 0,02 m^2 et de 0,18 m^2 pour les individus d'âge 0+ et les adultes respectivement, et pour les lacs, on a utilisé les valeurs de SPI de 0,12 m^2 et de 0,92 m^2. Les différents critères relatifs à la viabilité de la population comprennent trois probabilités que se produise un déclin catastrophique par génération (P_k) pour une pérennité de 95 % sur 100 ans ainsi que le calcul allométrique de Reed et al. (2003b) d'une pérennité de 99 % sur 40 générations. Les valeurs de la SMPV pour les rivières Thames et Grand sont fondées sur des densités observées.

Critères relatifs à la viabilité de la pop.		PMV	SMPV (ha)				
		Adultes	Cours d'eau	Lac	Riv. Thames 0,36 dard/m^4 (Finch, 2009)	Riv. Thames 0,09 dard/m^4 (Dextrase, comm. pers.)	Riv. Grand 0,17 dard/m^4 (Dextrase, comm. pers.)
95 % de pérennité sur 100 ans	$P_k = 0,05$	4 224	0,3	1,72	1,17	4,75	2,50
	$P_k = 0,1$	52 822	3,7	21,36	14,67	59,35	31,26
	$P_k = 0,15$	595 000	41,7	240,57	165,28	668,54	352,07
99 % de pérennité sur 40 générations (Reed *et al.*, 2003)	$P_k = 0$	1 180	0,08	0,48	0,33	1,33	0,70

a)



b)

$$L = \begin{bmatrix} 0 & F_2 & F_3 & F_4 \\ S_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & S_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & S_3 & 0 \end{bmatrix}$$

c)

$$L = \begin{bmatrix} 0 & S_2(m_2c_2\varphi_2) & S_3(m_3c_3\varphi_3) & S_3(m_4c_4\varphi_4) \\ S_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & S_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & S_3 & 0 \end{bmatrix}$$

Figure 1. Life cycle (a), corresponding age-structured population matrix (b) and matrix containing the average matrix elements (c) used to model Eastern Sand Darter population dynamics. F_i and S_i represent the age-class fecundity and survival probabilities respectively while m_i = average number of eggs per clutch; c_i = number of clutches annually and φ_i = proportion of eggs producing females.

Figure 1. Cycle biologique (a), matrice correspondante de la structure de la population selon l'âge (b) et matrice contenant les éléments moyens de la matrice (c) utilisés pour la modélisation de la dynamique des populations de dards de sable. F_i et S_i correspondent aux probabilités de la fécondité et de la survie selon la classe d'âge respectivement, m_i = nombre moyen d'œufs par ponte, c_i = nombre de pontes par année et φ_i = proportion d'œufs produisant des femelles.

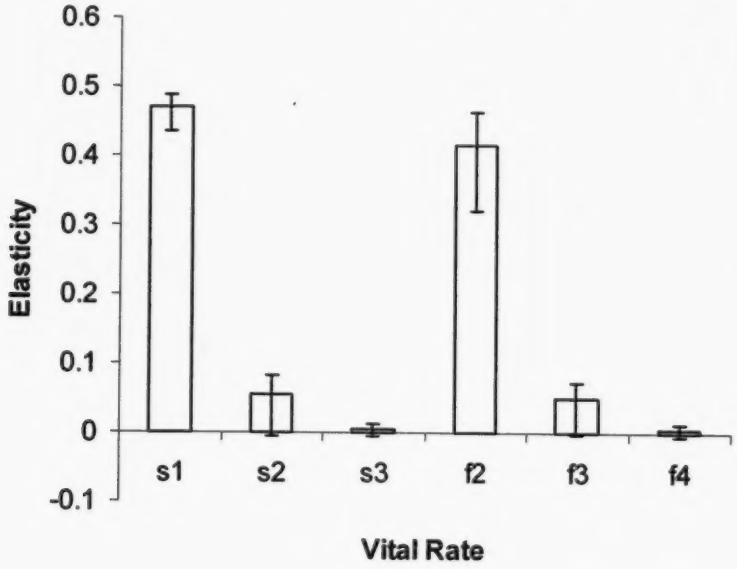


Figure 2. Vital rate elasticities generated from the stochastic analysis. Bars indicate the 95% confidence intervals for each survival (S_i) and fertility (f_i) probability.

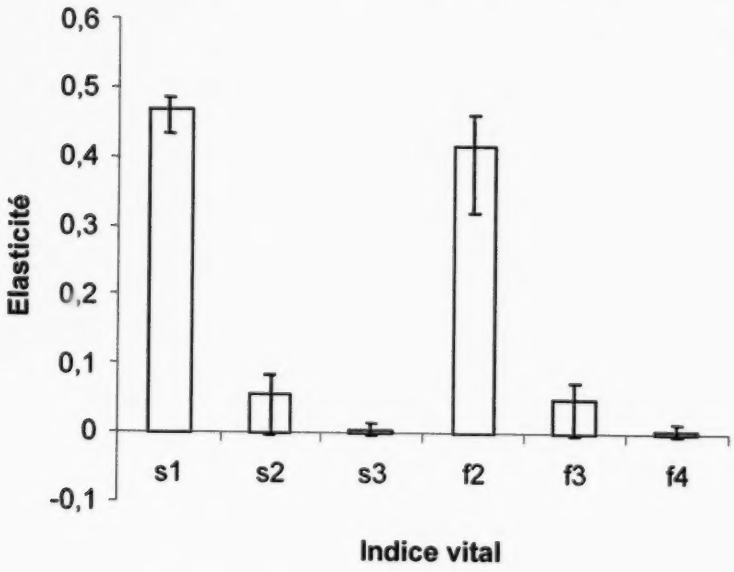


Figure 2. Élasticités des indices vitaux générées dans le cadre de l'analyse stochastique. Les lignes verticales correspondent aux intervalles de confiance de 95 % pour chaque probabilité de survie (S_i) et de fécondité (f_i).

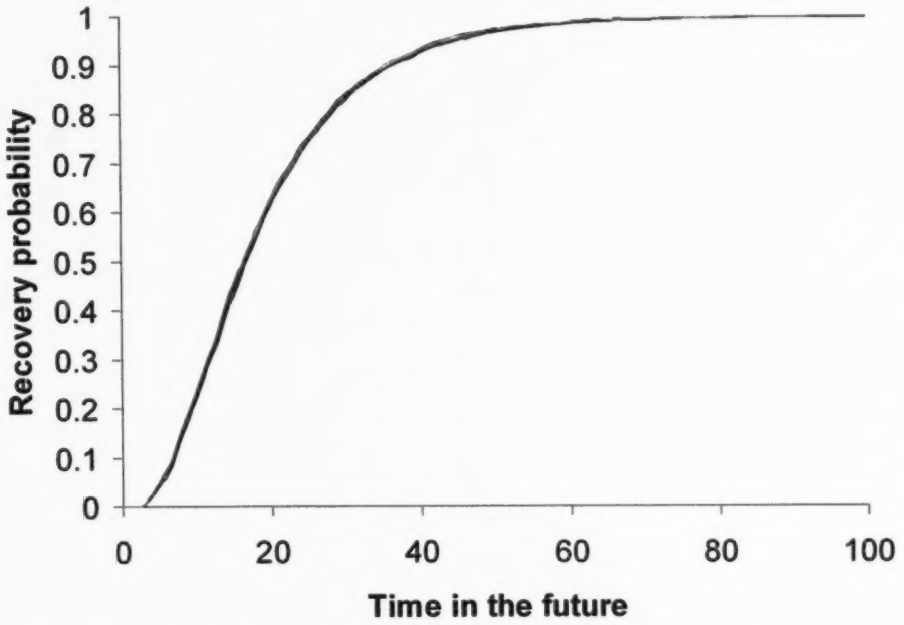


Figure 3. The probability of recovery for Eastern Sand Darter under current status quo conditions (i.e., in the absence of mitigation or additional harm) based on an initial adult population size that was 10% of a recovery target. Twenty simulation runs are presented.

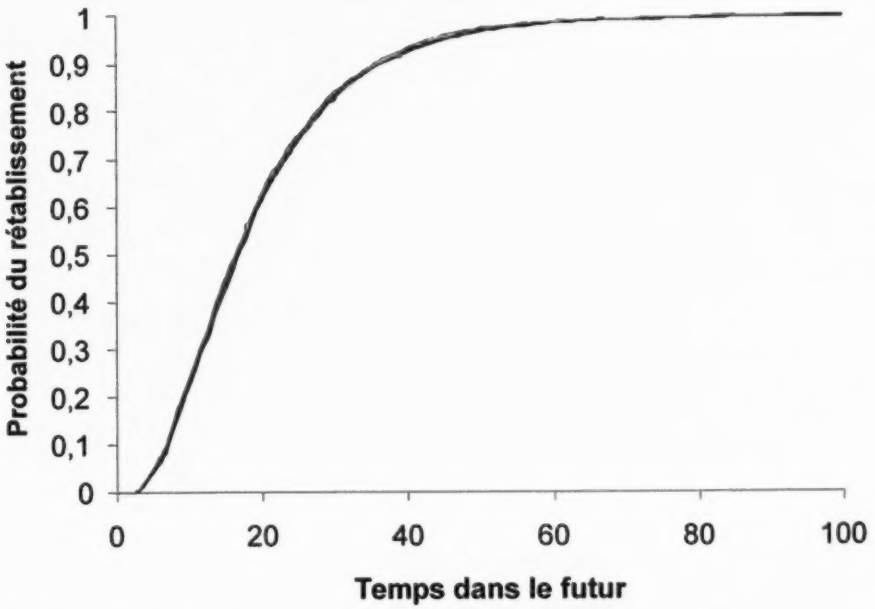


Figure 3. Probabilité de rétablissement du dard de sable dans les conditions actuelles de statu quo (c.-à-d. en l'absence de mesures d'atténuation ou de dommages additionnels) en fonction d'une taille initiale de la population adulte qui correspondait à 10 % de la cible de rétablissement. Vingt simulations sont présentées.

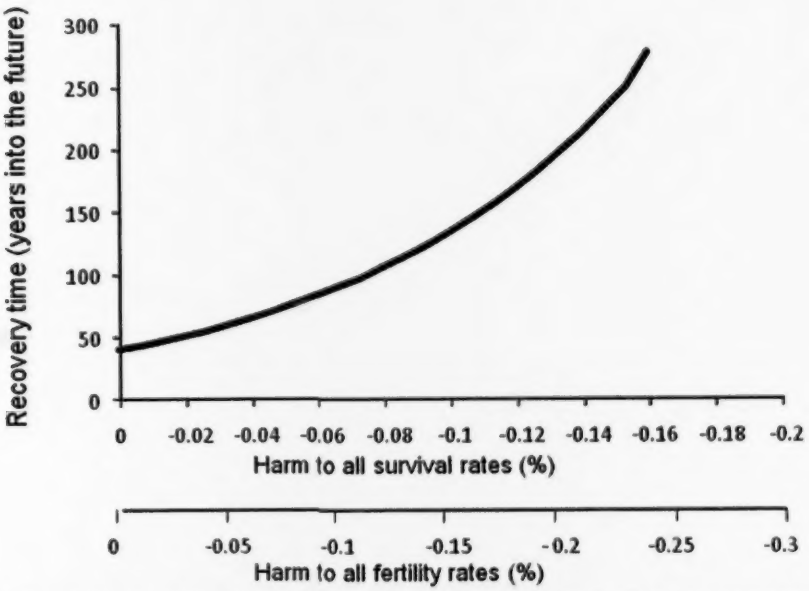


Figure 4. Predicted change in the time to 95% recovery of an Eastern Sand Darter population that is experiencing increased harm to the composite survival or fertility rates.

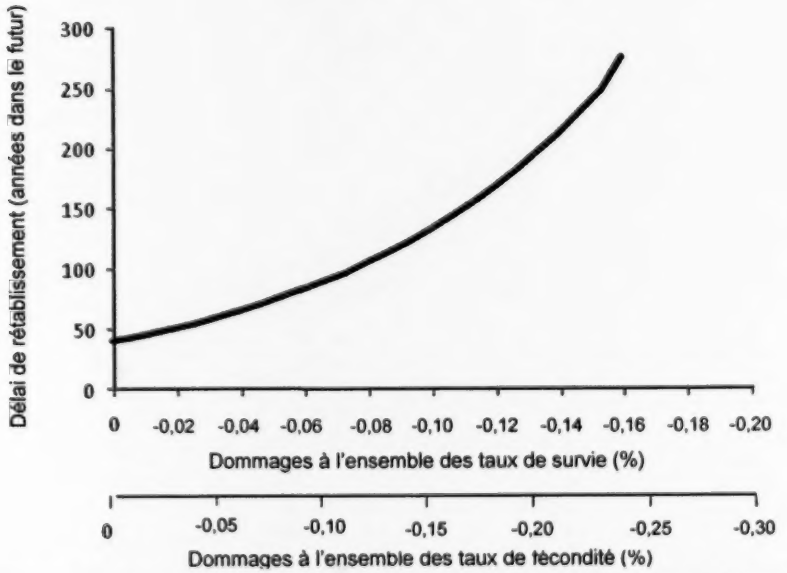

Délai de rétablissement (années dans le futur)
300
250
200
150
100
50
0
0 -0,02 -0,04 -0,06 -0,08 -0,10 -0,12 -0,14 -0,16 -0,18 -0,20
Dommages à l'ensemble des taux de survie (%)
0 -0,05 -0,10 -0,15 -0,20 -0,25 -0,30
Dommages à l'ensemble des taux de fécondité (%)

Figure 4. Changement prévu dans le délai pour qu'une population de dards de sable faisant face à une augmentation des dommages causés aux taux composites de survie et de fécondité soit rétablie à 95 %.

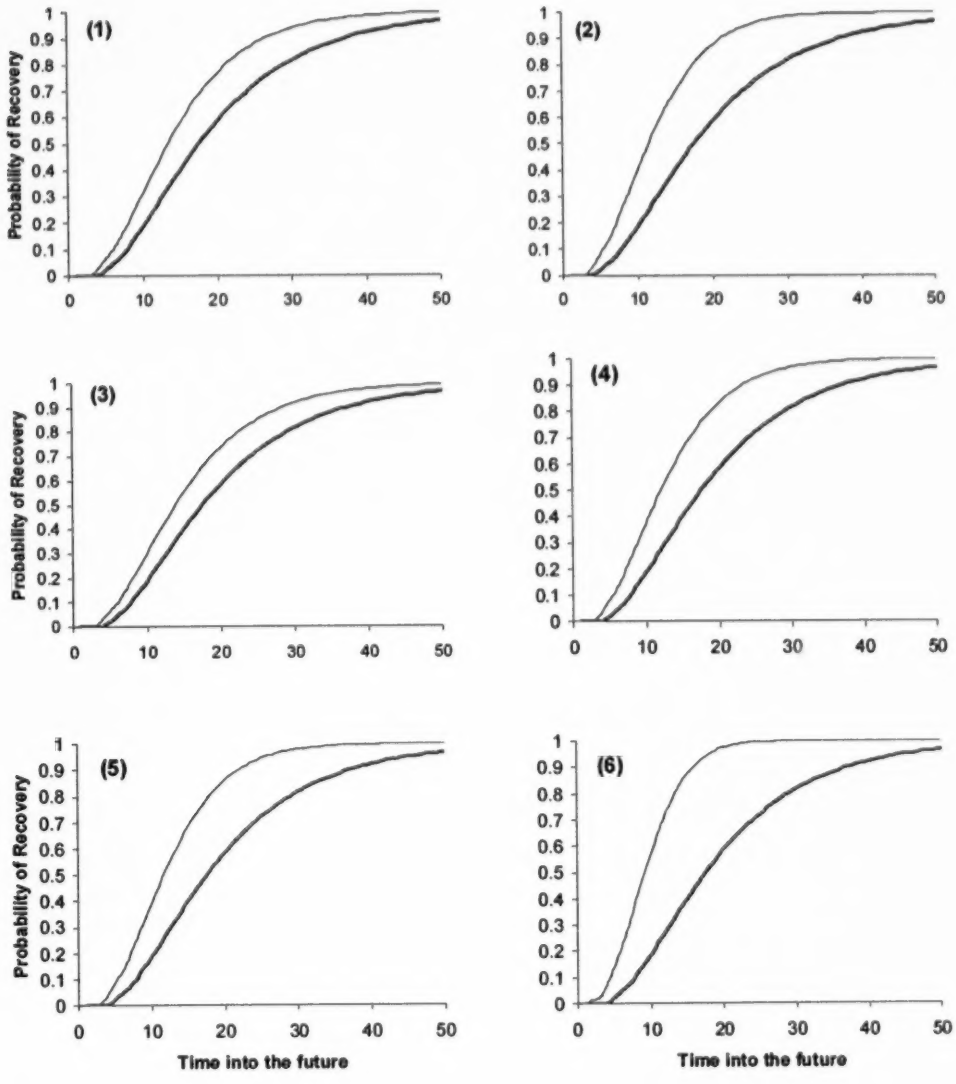


Figure 5. Projections of the probability of recovery under 6 different potential management scenarios (see Table 3 for more detail), based on an initial adult population equal to 10% of the recovery target. Number panels correspond to the scenarios and the grey line shows recovery under status quo conditions (i.e., in the absence of mitigation or additional harm).

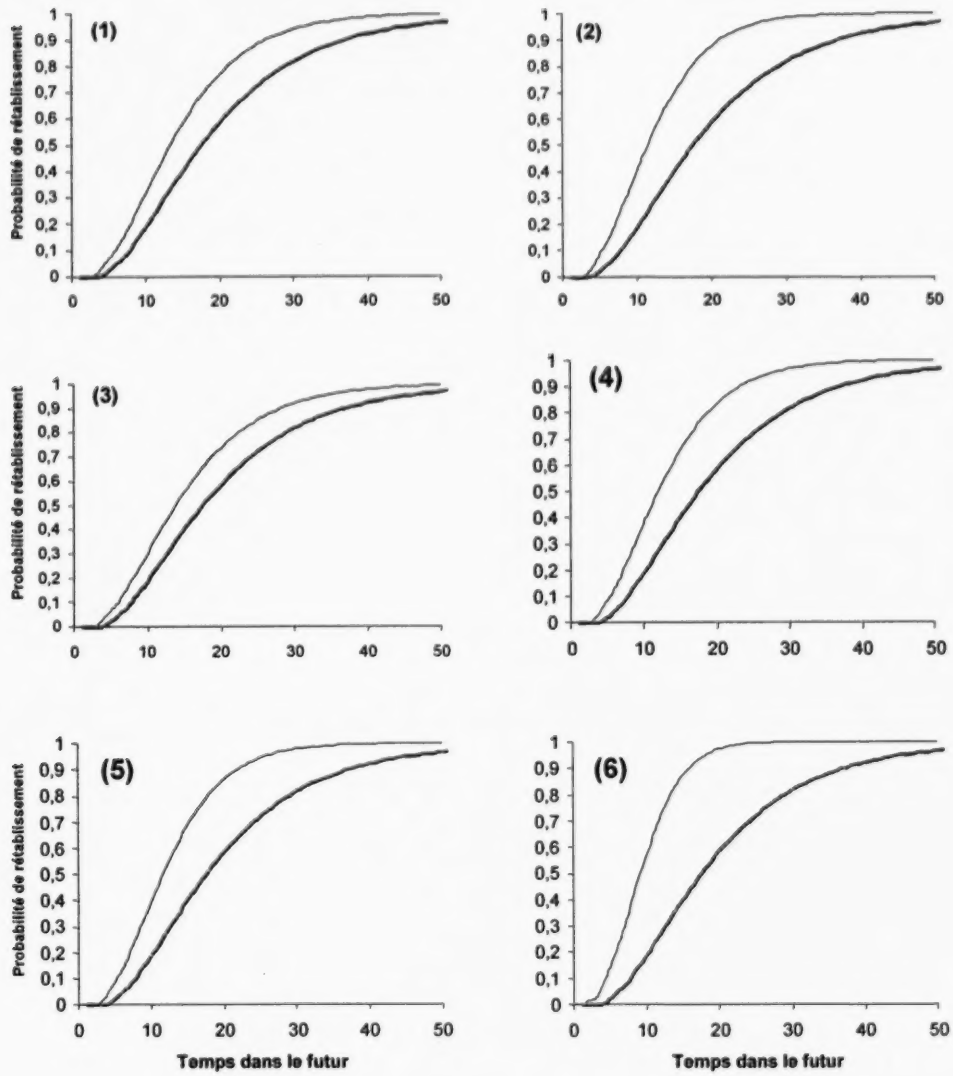


Figure 5. Projections de la probabilité de rétablissement selon six différents scénarios potentiels de gestion (consulter le tableau 3 pour de plus amples renseignements), en fonction d'une population initiale d'adultes correspondant à 10 % de la cible de rétablissement. Le chiffre inscrit entre parenthèses dans chaque tableau correspond au scénario, et le trait gris indique le rétablissement dans des conditions de statu quo (c.-à-d. en l'absence de mesures d'atténuation ou de dommages additionnels).

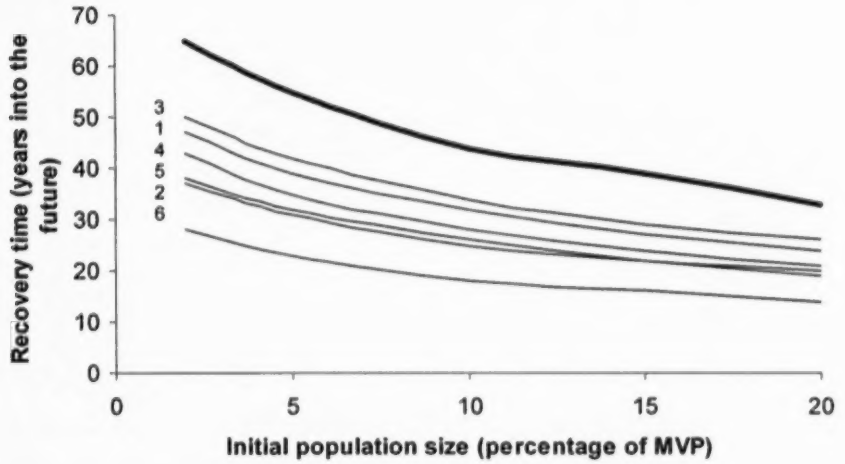


Figure 6. Projections of mean Eastern Sand Darter recovery times over a range of initial population sizes for 6 potential management scenarios. The thick line shows recovery time in the absence of mitigation or additional harm (status quo conditions). Numbered lines correspond to the strategies outlined in Table 3.

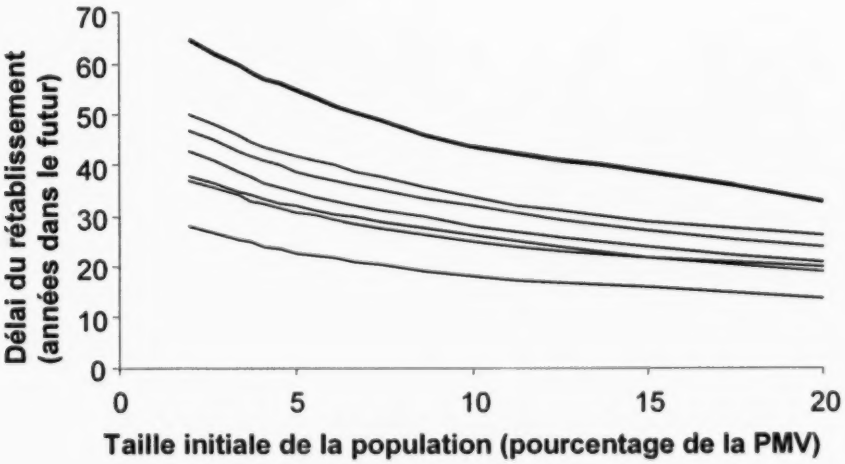


Figure 6. Projections du délai de rétablissement moyen pour le dard de sable pour un éventail de tailles initiales de la population en fonction de six scénarios potentiels de gestion. Le trait gras correspond au délai de rétablissement en l'absence de mesures d'atténuation ou de dommages additionnels (conditions de statu quo). Les traits numérotés correspondent aux stratégies de rétablissement mentionnées dans le tableau 3.

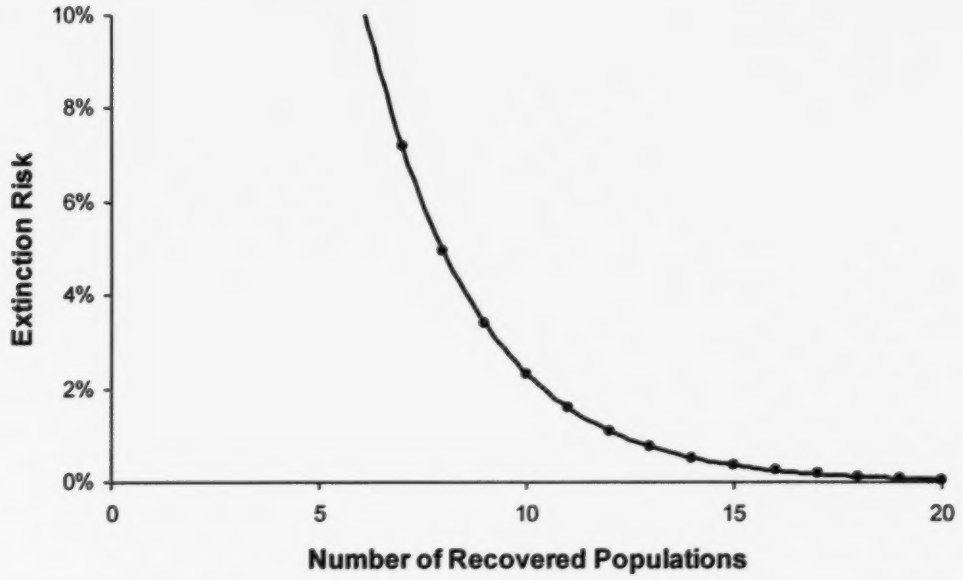


Figure 7. Risk of species extinction over 100 years as a function of the number of populations that have been recovered to a target abundance that achieves a 5% extinction risk per population.

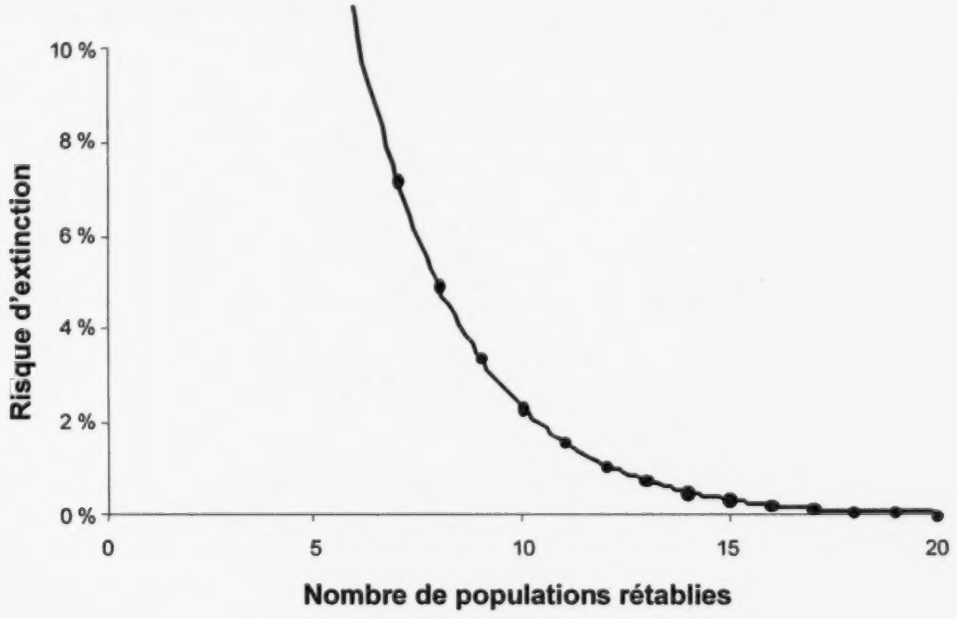


Figure 7. Risque d'extinction de l'espèce sur 100 ans en fonction du nombre de populations qui se sont rétablies à une abondance cible correspondant à un risque d'extinction de 5 % par population.